

FRAGMENTATION, INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE ET PARCS NATIONAUX QUÉBÉCOIS:
ANALYSE DE DEUX INDICATEURS.

par

Camille-Antoine Ouimet

Essai présenté au Centre Universitaire de Formation en Environnement en vue de
l'obtention du grade de maître en environnement

CENTRE UNIVERSITAIRE DE FORMATION EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, septembre 2008

IDENTIFICATION SIGNALÉTIQUE

FRAGMENTATION, INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE ET PARCS NATIONAUX QUÉBÉCOIS:
ANALYSE DE DEUX INDICATEURS.

Camille-Antoine Ouimet

Essai effectué en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Université de Sherbrooke
Septembre 2008

Mots clés : fragmentation, indicateurs, parcs nationaux québécois, Sépaq, écologie du paysage, biogéographie des îlots, zones périphériques, aires protégées.

Depuis 2003, Parcs Québec réalise la mise en place d'un programme de suivi de l'intégrité écologique, à l'aide d'indicateurs quantitatifs et qualitatifs. L'objectif du présent ouvrage est d'analyser le contexte et la mise en place de deux indicateurs (un pour l'intérieur des parcs et l'autre pour la zone périphérique) sous l'angle de la fragmentation du paysage. Après une revue de littérature expliquant les différents concepts, deux propositions d'indicateurs sont regardées.

SOMMAIRE

La mission première des parcs nationaux québécois étant de protéger l'intégrité écologique de ces territoires, tout en les rendant accessibles, des mesures particulières ont été prises depuis 2003 afin d'améliorer les moyens de surveillance existants dans le but de mieux suivre l'état de la situation. À cette fin, Parcs Québec a mis en place différents indicateurs touchant des questions allant de la qualité de l'air à l'impact des activités humaines, dans le cadre d'un programme de suivi de l'intégrité écologique. Le morcellement du territoire, phénomène ayant cours autant à l'intérieur des parcs qu'à l'extérieur, est un de ces impacts. L'objectif principal de cet essai est d'analyser le contexte théorique et pratique de la mise en place de deux indicateurs liés à la question de la fragmentation, afin de mieux comprendre les implications reliées à ce concept.

Ainsi, en abordant de façon critique les méthodes quantitatives dérivées de la théorie biogéographique des îlots, tout comme celles ayant cours plus récemment en écologie du paysage, une analyse des objectifs de chaque indicateur permet de regarder deux possibilités : l'indice de dissection du paysage (intérieur des parcs) et l'indicateur proposé par l'équipe FRAGMATIK de l'Université de Sherbrooke (extérieur des parcs).

Une approche plus traditionnelle est envisagée pour l'intérieur des parcs, vu le contexte particulier. En effet, il est constaté que les infrastructures linéaires (comme les routes et chemins) sont les principales causes de dissection et d'incision du territoire, deux phases du processus de fragmentation. De plus, comme l'objectif n'est pas de quantifier le niveau de morcellement du milieu naturel, mais bien de suivre l'ampleur des effets de bordure résultant de la répartition de ces infrastructures dans le temps et l'espace, cet indicateur utilisant des paramètres plus classiques (superficies, périmètres) est proposé. Pour le second indicateur, c'est le concept de mosaïque paysagère qui est utilisée. L'ajout de facteurs de résistance en lien avec les différents types d'occupations du sol permet de plus à cet indicateur de prendre en compte de manière théorique l'hétérogénéité des paysages limitrophes aux parcs nationaux québécois. Ces deux indicateurs structurels doivent cependant être vus comme deux fenêtres donnant un coup d'œil particulier sur les paysages observés; leurs limites respectives ne permettent pas en effet d'extrapoler les résultats à l'ensemble des processus ayant cours dans ces paysages.

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier d'abord Patrick Graillon, coordonnateur de la conservation à Parcs Québec et directeur de cet essai, pour son aide précieuse lors des multiples rencontres de travail très fructueuses en sa compagnie. Ses questions et commentaires toujours pertinents permirent l'avancement de ma réflexion et l'approfondissement du présent sujet.

Je me dois aussi de souligner la contribution de mes proches pour leurs encouragements et leurs commentaires, particulièrement ma conjointe Gentiane Bélanger pour son appui indéfectible, et ma mère Louise Leclerc pour l'aide à la relecture de cet ouvrage.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1. MISE EN CONTEXTE.....	4
2. CADRE THÉORIQUE : FRAGMENTATION DU TERRITOIRE.....	13
2.1 Origine du concept de fragmentation.....	11
2.2 Des îlots de nature sur la terre ferme.....	14
2.2.1 Biogéographie des îlots et fragmentation.....	14
2.3 Principales critiques de la théorie biogéographique terrestre.....	19
2.3.1 Perte d'habitat ou fragmentation?.....	20
2.3.2 Un environnement « binaire » ?.....	22
2.3.3 Une emphase trop grande sur les parcelles.....	23
2.3.4 Connectivité structurelle ou connectivité fonctionnelle?.....	24
2.3.5 La question de l'échelle.....	25
2.3.6 Complexité du concept au niveau des espèces.....	27
2.4 Au-delà des îlots : l'environnement comme une mosaïque.....	29
2.4.1 Les modèles en écologie du paysage.....	30
2.4.2 Fragmentation et écologie du paysage.....	35
2.5 Cadre théorique retenu – synthèse.....	36
3. LA RÉALITÉ DES PARCS QUÉBÉCOIS.....	38
3.1 Les parcs nationaux québécois : concepts généraux.....	38
3.2 Un regard vers l'intérieur des parcs nationaux.....	39
3.2.1 Les infrastructures en cause.....	39
3.2.2 Critères relatifs aux choix des infrastructures.....	42
3.3 Un regard vers l'extérieur des parcs nationaux.....	45
3.3.1 Les parcs : des îlots de nature protégée?.....	45
3.3.2 L'ampleur de la zone périphérique.....	47
3.3.3 Les éléments à considérer pour les calculs.....	50
4. LES INDICATEURS PROPOSÉS.....	52
4.1 Concepts généraux.....	52
4.1.1 Indicateurs, modélisation et paysages.....	52
4.1.2 Critères généraux pour les indicateurs.....	54
4.1.3 Exemples d'indicateurs.....	55
4.1.4 Limites et erreurs associées aux indicateurs de paysage..	56
4.2 Indicateur pour l'intérieur des parcs.....	57
4.2.1 Critères particuliers à respecter pour cet indicateur.....	58
4.2.2 Indicateur possible.....	59
4.2.3 Exemples de résultats.....	62
4.3 Pour l'extérieur des parcs.....	63
4.3.1 Critères particuliers à respecter pour cet indicateur.....	64
4.3.2 Indicateur FRAGMATIK.....	65
5. RECOMMANDATIONS.....	68
5.1 Le volet théorique.....	68
5.2 Le volet pratique.....	69
CONCLUSION.....	70
RÉFÉRENCES.....	72
ANNEXE 1 - BIBLIOGRAPHIE.....	81

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figure 2.1 Le processus de fragmentation.....	15
Figure 2.2 Exemples d'équations reliées à l'isolation des parcelles.....	19
Figure 2.3 Perte d'habitat ou fragmentation?.....	20
Figure 2.4 Illustration du seuil critique d'extinction comparée à l'hypothèse proportionnelle.....	21
Figure 2.5 Illustration simplifiée du rôle de conduit.....	32
Figure 2.6 Illustration schématique de la fragmentation.....	35
Figure 2.7 Les phases de la fragmentation.....	36
Figure 3.1 Localisation des 22 parcs nationaux administrés par la Sépaq..	38
Figure 3.2 Deux exemples de parcs nationaux traversés par des routes provinciales.....	41
Figure 3.3 Espèces affectées en fonction de la largeur de corridors routiers	43
Figure 3.4 Illustration des impacts de l'utilisation du sol dans la vallée du St-Laurent.....	47
Figure 3.5 Illustration de la zone d'analyse spatiale périphérique du parc national de la Mauricie.....	48
Figure 3.6 Un exemple de classification pour les utilisations du sol autour du parc national du Mont St-Bruno.....	50
Figure 4.1 Les composantes clés d'un écosystème.....	53
Figure 4.2 Illustration des différentes façons de représenter des données...	54
Figure 4.3 Les problématiques associées aux indicateurs du paysage.....	56
Figure 4.4 L'indice de dissection du paysage.....	59
Figure 4.5 Comparatif de différents indices par rapport aux six phases de fragmentation.....	60
Figure 4.6 Ampleur de plusieurs effets de bordure.....	61
Figure 4.7 Illustration de l'IDP du parc national d'Oka.....	63

Tableau 1.1 Les parcs nationaux américains et les indicateurs d'intégrité écologique.....	7
Tableau 1.2 Cadre national de surveillance de l'intégrité écologique.....	8
Tableau 1.3 Les indicateurs suivis au parc national du Mont-Mégantic.....	9
Tableau 2.1 Exemples d'équations reliées aux formes des parcelles.....	18
Tableau 2.2 Les effets des routes.....	33
Tableau 3.1 Les sites d'infrastructures présents dans les parcs.....	39
Tableau 3.2 Les infrastructures linéaires présentes dans les parcs.....	40
Tableau 4.1 Exemples d'indicateurs structurels.....	55
Tableau 4.2 Exemples de résultats de l'IDP.....	62
Tableau 4.3 Source des données.....	65
Tableau 4.4 Les poids accordés à certaines classes du paysage.....	67

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
PSIE	Programme de suivi de l'intégrité écologique
Sépaq	Société des établissements de plein air du Québec
UICN	Union mondiale pour la nature (auparavant l'Union internationale pour la conservation de la nature)

INTRODUCTION

En 2005, le document « L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EM) », de l'Organisation des Nations Unies, citait la fragmentation écologique comme une des premières causes d'atteinte à la biodiversité mondiale (EM, 2005). Ce constat sans équivoque confirme le fait que les habitats naturels font actuellement face à une importante dégradation généralisée, que ce soit en termes de perte nette ou de morcellement des milieux naturels.

Dans ce contexte, les réseaux nationaux d'aires protégées prennent une importance grandissante. En effet, grâce à leur statut particulier, ces territoires permettent de contrer l'actuelle perte de biodiversité causée par les impacts anthropiques excessifs. Un des statuts d'aires protégées le mieux connu est celui de parc national.

Le Québec compte un réseau de parcs nationaux de 23 parcs sous l'égide de Parcs Québec (22 étant gérés par la Société d'Établissement de plein air du Québec (Sépaq) ; le 23e étant administré par l'Administration Régionale Kativik). Les parcs nationaux québécois font partie intégrante de leurs différents environnements régionaux; ils sont donc eux aussi exposés aux conséquences de la fragmentation.

La mission première des parcs nationaux étant de protéger l'intégrité écologique de ces territoires, tout en les rendant accessibles, un effort particulier a été fait depuis 2003 pour améliorer les moyens de surveillance existants afin de mieux suivre l'état de la situation. À cette fin, Parcs Québec a mis en place différents indicateurs touchant des questions allant de la qualité de l'air à l'impact des activités humaines.

C'est dans ce contexte que se situe l'objectif principal de cet essai, soit d'analyser le contexte théorique et pratique de la mise en place de deux indicateurs liés à la question de la fragmentation. Afin d'appuyer du mieux possible l'argumentation, plusieurs citations, tableaux et figures seront introduits dans le texte.

L'un de ces indicateurs vise l'intérieur des parcs, puisque leur statut d'aires protégées ne met pas les parcs nationaux complètement à l'abri des conséquences des activités

humaines. Le second indicateur s'applique à la zone limitrophe aux parcs, dont l'influence sur les écosystèmes des parcs n'est plus à démontrer.

Une attention particulière sera ainsi portée à l'interface entre les concepts théoriques du morcellement et à leur applicabilité, c'est-à-dire aux méthodes de calculs associés. Cet aspect est important, puisque la réflexion s'attache à une éventuelle réalisation concrète, avec les difficultés que cela peut comporter au niveau d'un choix pour une méthodologie. À cela se rajoute le fait que les contextes des 22 parcs nationaux sont fort différents les uns des autres, élément qui sera aussi pris en compte.

Comme Parcs Québec n'est pas le seul réseau de parcs nationaux désirant suivre l'état de santé de ses parcs par des indicateurs, ce travail tentera aussi d'incorporer d'autres visions touchant les indicateurs, notamment de Parcs Canada et du *National Park Service* américain. Une préférence sera aussi accordée aux études consultées en lien avec les aires protégées.

La première partie de cet essai est consacrée à une mise en contexte plus précise, où le concept de fragmentation est situé en regard des parcs nationaux. Le cadre des indicateurs à évaluer est lui aussi détaillé, afin de bien voir les différences et les similarités avec l'ensemble des autres indicateurs.

Dans la seconde partie, une analyse des aspects théoriques liés à la fragmentation est proposée. En utilisant des sources crédibles comme les ouvrages reconnus sur le sujet, des articles scientifiques, ainsi que des communications électroniques avec des chercheurs dans le domaine, l'origine de la question ainsi que son évolution depuis les cinquante dernières années sera abordée. Cette section a comme objectif de bien situer la base théorique derrière les indicateurs.

En troisième lieu, un descriptif de la situation des parcs sera effectué. Il s'agit en quelque sorte d'effectuer un état des lieux à la lumière de la partie théorique précédente. Ceci permettra de bien identifier le sujet même des indicateurs, c'est à dire les causes physiques du morcellement (infrastructures, etc.). Les données fournies par Parcs Québec seront les principales informations utilisées dans cette section, tout comme certains articles scientifiques pertinents par rapport à la question.

Au quatrième chapitre, la question de la « mécanique » proprement dite des indicateurs sera analysée, en fonction du cadre théorique retenu, ainsi que de la situation sur le terrain. La faisabilité en fonction des ressources disponibles (données accessibles, moyens existants d'analyse spatiale et mathématique) sera ainsi regardée. Cette analyse sera basée sur la littérature scientifique, tout comme sur des informations provenant de Parcs Québec. Une série de recommandations suivra, afin de résumer de façon succincte les principales constatations suite à l'analyse des quatre sections.

1. MISE EN CONTEXTE

On ne peut vraiment aborder la notion de fragmentation sans s'intéresser à la notion de limite. En effet, selon le Petit Robert, le terme fragmentation provient du latin *fragmentum*, « enfreindre » et réfère au fractionnement, au morcellement, à la parcellisation ou à la division d'un tout, d'un système ou d'un ensemble. Ceci implique donc nécessairement une délimitation, c'est-à-dire la présence « d'éléments séparateurs » qui déterminent les éléments fragmentés. Quant à la notion de limite, du latin *limes* ou *limitis*, « frontière », on peut la définir comme une démarcation, un seuil, une lisière, une bordure ou une orée (Le Petit Robert, 2001). L'étude d'un tout (dans notre cas un écosystème) par ses « morceaux » implique ainsi la notion de systématisation, c'est à dire la « distribution d'un ensemble d'objets de connaissance selon un ordre qui en rend l'étude plus facile » (Le Petit Robert, 2001). « In the ecological sciences, this is highlighted by many cases in which continua have been broken up into seemingly discrete units to help communication. » (Fischer *et al.*, 2004, p. 1247)

Paradoxalement, le concept d'écosystème réfère quant à lui à l'ensemble des interactions des milieux biotiques et abiotiques d'un milieu donné (Ressources Naturelles Canada, 2007). On a donc implicitement que l'agencement des parties du tout dépasse largement la simple somme de ses parties, ce qui s'approche plutôt d'une réalité systémique. Cette dichotomie explique notamment pourquoi l'étude des écosystèmes sous l'angle de la fragmentation a considérablement évoluée au cours des cinquante dernières années, en vue de tenter de concilier ces deux dimensions.

D'ailleurs, peut-on définir la fragmentation d'un territoire par ses seuls fragments ? Cette question en apparence simple est, comme on le verra, centrale à l'analyse quantitative du morcellement d'un territoire et de sa complexité. De plus, la recherche de relations mathématiques pour caractériser ce morcellement implique la notion de modélisation; cette perspective renvoie aux limites des modèles, des « représentations abstraites d'un système ou d'un processus » (Turner *et al.*, 2001, p.47). Ainsi, comme l'analyse spatiale d'un territoire implique nécessairement l'utilisation de morceaux d'espaces, on se retrouve généralement devant des constructions systématiques de la réalité pouvant se révéler vraies en partie, mais dont les limites doivent absolument être identifiées pour des raisons de justesse.

Les outils d'analyse spatiale s'étant par ailleurs considérablement raffinés depuis les trente dernières années (Burel et Baudry, 1999), il peut être raisonnable de croire qu'un jour l'analyse systématique représentera de façon quasi fidèle les phénomènes systémiques présents sur un territoire. Il semble cependant que la grande complexité des milieux naturels recèle encore de nombreuses inconnues, et c'est pourquoi la prudence est de rigueur lors de la mise en œuvre concrète de ces idées. L'approche proposée pour cet essai tente donc de refléter cette constatation du mieux possible.

« As always, theory may either be an elegant simplification that allows us to focus on the essential issues, or such an oversimplification that its predictions are never met in real systems because the factors it exclude are too important » (Harrison et Bruna, 1999, p.227)

Une seconde particularité importante à prendre en considération dans la présente analyse est le fait que deux statuts différents caractérisent le territoire à l'étude: l'intérieur et l'extérieur d'une aire protégée. Plus précisément, les parcs nationaux sont définis comme des aires protégées de niveau II par l'Union Internationale de la Conservation de la Nature (UICN). Ils ont le statut de

« Zone naturelle, terrestre et/ou marine, désignée (a) pour protéger l'intégrité écologique dans un ou plusieurs écosystèmes dans l'intérêt des générations actuelles et futures, (b) pour exclure toute exploitation ou occupation incompatible avec les objectifs de la désignation et (c) pour offrir des possibilités de visite, à des fins spirituelles, scientifiques, éducatives, récréatives et touristiques, dans le respect du milieu naturel et de la culture des communautés locales. » (UICN, 1994)

La Loi sur les Parcs de 1977 mettait en place les bases nécessaires pour en arriver officiellement à la désignation des parcs nationaux en 2001. Cela dit, plusieurs parcs existaient déjà depuis le début du XXe siècle : le premier étant le Parc du Mont-Tremblant, qui a vu le jour en 1894 (Sépaq, 2008). La notion de protection du territoire a cependant beaucoup varié au fil du temps; l'exploitation des ressources (forestières, minières) n'a été ainsi formellement interdite qu'à partir de 1977.

Les différents contextes historiques de ces territoires ont donc une grande importance puisqu'il est rarement question de nature « vierge » dans le cas des parcs nationaux : la présence de signes d'autrefois nous rappelle que le passé ne peut être évacué des environnements naturels protégés d'aujourd'hui (Parcs Canada, 2000a). Il est ainsi

généralement plus juste de parler de la notion de patrimoine (naturel, historique et culturel). Directement inspiré de la définition précédente de l'UICN, les parcs nationaux québécois ont donc aujourd'hui comme mission première

« (...) d'assurer la conservation et la protection permanente de territoires représentatifs des régions naturelles du Québec ou de sites naturels à caractère exceptionnel, notamment en raison de leur diversité biologique, tout en les rendant accessibles au public pour des fins d'éducation et de récréation extensive. » (L.R.Q., c. P-9, a. 1)

La conciliation entre les concepts de conservation et d'accessibilité constitue cependant depuis les tous débuts de l'histoire des parcs voués à la conservation une préoccupation importante. En effet, il n'existe malheureusement pas de limite claire ou évidente entre les aménagements à mettre en place pour le public et la notion de protection des écosystèmes; ceci relève souvent d'une question de valeurs et cause parfois des débats houleux.

De plus, dans un rapport publié en 2000 (*Intacts pour les générations futures? Protection de l'intégrité écologique par les parcs nationaux du Canada*), Parcs Canada souligne que l'intégrité écologique des parcs nationaux canadiens est gravement menacée si rien n'est fait rapidement pour améliorer la situation (Parcs Canada, 2006a)

La notion d'intégrité écologique est donc devenue centrale aujourd'hui dans la gestion des parcs nationaux. On la définit comme étant :

« (...) l'état d'un écosystème jugé caractéristique de la région naturelle dont il fait partie, plus précisément par la composition et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques ainsi que par le rythme des changements et le maintien des processus écologiques de l'écosystème. Les écosystèmes sont dits intègres lorsque leurs composantes indigènes, les plantes, les animaux et les autres organismes ainsi que leurs processus tels que la croissance et la reproduction sont intacts » (Parcs Canada, 2008b).

Parcs Canada, tout comme plusieurs autres réseaux de parcs nationaux (comme par exemple les parcs nationaux américains) a ainsi choisi de recourir à des indicateurs environnementaux (état des lieux) et de performance environnementale (qualité de la gestion) pour dresser le portrait de la situation. Les deux tableaux suivants illustrent les cadres de travail canadiens et américains pour le choix des indicateurs.

Tableau 1.1 : Les parcs nationaux américains et les indicateurs d'intégrité écologique
(Inspiré de *National Park Service*, 2008a)

Exemples de signes vitaux pour les parcs nationaux américains		
Niveau 1	Niveau 2	Exemples de signes vitaux proposés
Air et climat	Qualité de l'air	Ozone, dépôts secs et humides, visibilité et particules en suspension
	Climat et température	Climat et température
Géologie et sols	Géomorphologie	Glaciers, changements côtiers, morphologie des canaux, indice d'habitat physique
	Processus géologiques	Qualité de l'air des cavernes, activité sismique
	Qualité des sols	Niveaux biologiques des sols, structure des sols et stabilité, pergélisol
Eau	Hydrologie	Dynamiques des eaux de surface et souterraines
	Qualité de l'eau	Chimie de l'eau, flux de chlore, acidification des étangs, eutrophisation
Intégrité biologique	Espèces exotiques	Détection de nouvelles plantes exotiques et/ou envahissantes, étendues des populations
	Infestations et maladies	Épidémies forestières de maladies ou d'insectes
	Espèces ou communautés indicatrices	Oiseaux, structure et composition de la végétation forestière, communautés halieutiques, communautés intertidales, végétation des marais saumâtres et des milieux humides
	Habitat à risque	Hibou tacheté du nord, orchidées des prairies de l'ouest
Activités humaines	Effets anthropiques ponctuels	Contaminants, routes et sentiers illégaux
	Effets anthropiques diffus	Bilan de nutriments (estuaires)
	Utilisation des ressources	Récolte de poisons, braconnage
	Utilisation par les visiteurs	Utilisation par les visiteurs
Paysages	Dynamiques des feux et combustibles	Étendues et occurrences des feux, disponibilité des combustibles
	Dynamiques des paysages	Utilisation et classification des paysages
	Paysage sonore	Paysage sonore
	Dynamique des nutriments	Cycles des nutriments
	Productivité	Productivité et phénologie des plantes

Tableau 1.2 : Cadre national de surveillance de l'intégrité écologique
(Tiré de Parcs Canada, 2006b)

BIODIVERSITÉ	FONCTION DE L'ÉCOSYSTÈME	AGENTS DE STRESS
Richesse des espèces	Succession / Rétrogression	Utilisation des sols par les humains
Changements dans la richesse des espèces	Fréquence et ampleur de la perturbation (incendies, insectes, inondations)	Cartes sur l'utilisation des sols, densité routière, densité de la population humaine
Nombre et étendue des espèces exotiques	Répartition par âge et catégorie de la végétation	
Dynamique de la population	Productivité	Fragmentation de l'habitat
Taux de mortalité et de natalité des espèces indicatrices	Du paysage ou par site	Taille des parcelles, distance entre les parcelles, éloignement de l'intérieur
Immigration et émigration des espèces indicatrices		
Viabilité de la population des espèces indicatrices		
Structure trophique	Décomposition	Polluants
Répartition par taille et catégorie de tous les taxons	Par site	Égouts, produits pétrochimiques, etc.
Niveaux de prédation		Transport à distance des substances toxiques
	Rétention des nutriments	Climat
	Phosphore, azote par site	Données météorologiques

Parcs Québec a emboîté le pas en 2003 en lançant un projet pilote d'un programme de suivi de l'intégrité écologique (PSIE). Ce programme a été officiellement lancé dans tous les parcs en 2005, et comprend des indicateurs quantitatifs et qualitatifs examinant différents paramètres liés à la qualité de l'atmosphère, à la qualité de l'eau, à la qualité de la biocénose, à la qualité de l'habitat et à l'impact des activités dans le parc (Comité sur l'intégrité écologique de Parcs Québec, 2005). On retrouve dans le tableau suivant un exemple d'application de ce programme pour le du Mont-Mégantic.

Tableau 1.3 Les indicateurs suivis au parc national du Mont-Mégantic (PNMM, 2008)



Classe	Paramètre	Indicateur	Méthodologie	Fréquence
Qualité de l'habitat	L'air	Le degré d'acidité des précipitations	Station du MDDEP	Annuel
		La concentration d'ozone troposphérique	Station du MDDEP	Annuel
		Les émissions issues de la combustion du bois	Volume de bois vendu	Annuel
		La pollution lumineuse	Spectrophotométrie	Annuel
	L'eau	L'état de la faune benthique	IBGN	3 ans
	La faune et la flore	La propagation des plantes vasculaires non indigènes	Échantillonnage par quadrats	2 ans
		Les espèces exotiques envahissantes	Indice d'envahissement	2 ans
		Le maintien des processus écologiques naturels	Indice de perturbation	Annuel
		La déprédation	Indice de problématique	Annuel
		La répartition de la faune	Les chauves-souris	3 ans
			Les ravages d'orignaux	2 ans
			Les salamandres des ruisseaux	2 ans
		Éléments écologiques sensibles	La grive de Bicknell	Annuel
			L'ail des bois - 1	Annuel
		La qualité des habitats exceptionnels ou sensibles	La sapinière à Oxalide des montagnes-EFE	5 ans
			Les plantes arctiques-alpines-2	Annuel
Activités humaines	Les infrastructures	La densité des infrastructures	Indice de densité	2 ans
		La fragmentation du territoire	À l'étude	5 ans
		L'emprise des sentiers	Largeur des sentiers	Annuel
		L'état des sites de camping	Indice de dégradation	Annuel
	La zone périphérique	L'utilisation des terres environnantes	À l'étude	5 ans
		La qualité des habitats fauniques	Succès de chasse	Annuel
	Gestion administrative	Temps consacré à la protection	Indice de temps de protection	Annuel
		Le contact éducatif avec les visiteurs	Heures-contact	Annuel
		Baux, servitudes et droits acquis	Indice de préjudice à la mission	Annuel

Le recours à des indicateurs est donc une pratique répandue démontrant une volonté de rendre un jugement plus objectif sur l'état des parcs, grâce aux photos d'un territoire réalisées sous plusieurs angles. Ceci implique aussi une amélioration des questions d'imputabilité et de transparence de la gestion, puisque des rapports seront publiés aux cinq ans (Graillon, 2008).

Les territoires à l'étude dans cet ouvrage détiennent donc une histoire spécifique et un statut particulier, en plus des dynamiques propres aux écosystèmes qui les caractérisent. Puisque les valeurs et les connaissances d'une époque déterminent ce qui est positif de ce qui est négatif en regard de la protection de la nature, ici aussi la prudence est de mise. L'exemple le plus évocateur à cet égard est sans doute la gestion des feux de forêt : longtemps considérés comme des catastrophes à combattre à tout prix, il est aujourd'hui reconnu que les feux de forêt peuvent être bénéfiques et parties prenantes de cycles naturels de régénération, et même être provoqués dans certains cas. (Parcs Canada, 2008b, *National Park Service*, 2008b)

Cette question est particulièrement importante puisque le morcellement des milieux naturels est un phénomène qui existe aussi de façon naturelle. Parallèlement à cela, un indicateur comporte nécessairement un jugement moral sur un phénomène (c.-à-d. si une situation se détériore - « mal », ou s'améliore - « bien »).

Ainsi, un indicateur sur les feux de forêt dans les années cinquante aurait simplement pu considérer que l'addition de chaque feu est une indication que la situation se détériore. On sait aujourd'hui que cette question est beaucoup plus complexe et que, par exemple, les feux de forêt des années 1990 au parc national des Grands-Jardins ne peuvent être analysés en regard de leur seule occurrence (Graillon, 2008).

Il sera donc important de bien comprendre et de bien identifier les véritables effets de la fragmentation, i.e. de s'appuyer sur des faits et non pas des préjugés, puisqu'il y a une distinction importante à faire entre la perception culturelle des effets que l'on peut avoir de certains impacts anthropiques par rapport à leurs véritables effets mesurables, surtout dans le contexte des parcs nationaux. Ces effets mesurables se situent de plus dans une perspective particulière pour plusieurs raisons.

Tout d'abord, les méthodes proposées pour le calcul des indices dans le PSIE ne permettent pas nécessairement d'évaluer précisément (et avec une prétention scientifique) une problématique, mais bien de jauger de son cheminement dans le temps. « L'objectif d'un tel programme est donc de mesurer l'évolution des impacts anthropiques sur les écosystèmes du parc ainsi que de la qualité des pratiques de gestion. » (Comité sur l'intégrité écologique de Parcs Québec, 2005). C'est donc la tendance à long terme qui compte ici. Par exemple, l'indicateur « Degré d'acidité des précipitations » ne nous permet pas de savoir précisément les impacts des précipitations acides sur le parc, mais une série de données dans le temps permettent d'indiquer si la situation en générale se dégrade ou non.

Ensuite, tel que mentionné précédemment, on remarque que les indicateurs ne visent que les impacts anthropiques, une distinction importante pour la suite de cette analyse puisque la question se pose à savoir si la fragmentation d'origine naturelle et la fragmentation d'origine humaine peuvent être considérées comme complètement indépendantes l'une de l'autre.

Le premier indicateur faisant l'objet de la présente analyse a comme objectif de mesurer les espaces naturels continus dans les parcs, c.-à-d. ne faisant pas l'objet de morcellement, ou de fragmentation. Autrement dit, on veut connaître l'évolution de la répartition dans l'espace et dans le temps des impacts engendrés par la mise en place de nouvelles infrastructures. Comme c'est la tendance à long terme qui est observée, il ne s'agit pas ici nécessairement de mesurer, d'évaluer ou de calculer précisément le niveau de fragmentation d'un parc, mais bien de déterminer une méthodologie qui nous indique si les choses se détériorent, s'améliorent ou restent stables.

Dans le PSIE, cet indicateur fait de plus partie de la catégorie « Activités humaines – les infrastructures » où on retrouve aussi l'indicateur « Densité des infrastructures », qui mesure la présence des infrastructures par rapport à la grandeur du territoire du parc (et selon le zonage). Comme ce dernier indicateur analyse déjà la proportion des infrastructures pour un territoire donné, le nouvel indicateur devra donc être d'une part complémentaire à cette analyse et d'autre part le traiter d'une manière différente.

Du côté de l'indicateur associé à l'extérieur des parcs (classé dans la catégorie « Activités humaines – la zone périphérique »), on cherche un moyen pour suivre l'évolution de la situation reliée au morcellement croissant des territoires limitrophes. Les pressions provenant des zones périphériques sont en effet de plus en plus un sujet d'inquiétude pour la santé des parcs nationaux (Doyle, 1992). « Nous avons tendance à considérer les parcs nationaux comme des espaces vierges, protégés par leurs frontières des influences extérieures. La réalité est toute autre. » (Parcs Canada, 1997, p. 24). Cette question sera abordée plus en détails au chapitre 3.

Il est à noter ici que les deux indicateurs à mettre en place ont été confiés au Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), qui a lancé un projet en ce sens en collaboration avec le département de géomatique de l'Université de Sherbrooke. Cet essai se veut ainsi un complément d'analyse au travail déjà réalisé par l'équipe FRAGMATIK.

2. CADRE THÉORIQUE : FRAGMENTATION DU TERRITOIRE

2.1 Origine du concept de fragmentation

Lorsqu'en 1967 E. O. Wilson et Robert H. MacArthur publient « La théorie biogéographique des îlots », une nouvelle perspective apparaît dans le jeune domaine de l'écologie (Haila, 2002). En effet, les méthodes traditionnelles d'étude de la faune et de la flore étaient jusqu'alors concentrées sur l'identification et la classification des nouvelles espèces ainsi que l'étude anatomique de celles existantes. MacArthur et Wilson introduisent la dimension géographique, c'est-à-dire qu'ils font le lien entre la richesse spécifique d'un endroit (par exemple le nombre d'espèces d'un peuplement d'oiseaux présent sur une île), et ses caractéristiques spatiales, soit la surface de l'île et sa distance au continent (Burel et Baudry, 1999).

À l'aide de nombreuses études et relevés terrain, ces deux auteurs développent notamment une relation mathématique très simple qui se révèle vraie dans la majorité des cas :

$$S = cA^z$$

Où S est le nombre d'espèces présente sur une île de superficie A, où c est une constante et z une valeur se situant entre 0,20 et 0,35 (MacArthur et Wilson, 1967, p.8).

L'ensemble de leur théorie aborde aussi de façon mathématique les paramètres de distance entre les îles et le continent, ainsi que les taux d'immigration et d'extinction des espèces sur les îles. La probabilité pour une espèce d'atteindre une île est considérée comme inversement proportionnelle à la distance au continent. De plus, la probabilité d'extinction de cette espèce sur cette île est fonction de la grandeur de l'île (Turner *et al*, 2001). L'analyse des populations et des espèces sous l'angle de critères géographiques était ainsi déjà un domaine d'étude en soi (la biogéographie), mais MacArthur et Wilson poussèrent l'analyse d'un cran avec leur modèle, ce qui inspira plusieurs chercheurs à trouver des parallèles sur la terre ferme.

« Cette théorie modifia la pensée écologique en identifiant la configuration spatiale des habitats comme un important facteur d'influence sur les populations et les communautés. » (Adapté de Harrison et Bruna, 1999, p.225)

2.2 Des îlots de nature sur la terre ferme

Le transfert des idées de Wilson et MacArthur sur le continent engendra ainsi un engouement à partir des années 1970 pour l'étude de la biogéographie des « îlots terrestres » (dorénavant interprétés comme des « taches » ou des « parcelles » de milieu naturel) (Fragstats, 2008; Saunders *et al.*, 1991). « Une parcelle est une aire relativement homogène qui diffère de son environnement limitrophe » (Adapté de Forman, 1995, p. 43). L'analogie conceptuelle entre des sections isolées de boisés au milieu de terres agricoles, ou « d'oasis naturels » entourés de zones urbanisées, devint ainsi un sujet de recherche en soi.

2.2.1 Biogéographie des îlots et fragmentation

Les effets généralement associés à la notion de fragmentation dérivée du modèle de la théorie biogéographique des îlots sont les suivants (Andrèn, 1994; Nikolakaki, 2004) :

- la perte d'habitat associée
- la diminution de la taille des parcelles
- l'augmentation de l'effet de bordure
- l'augmentation de leur isolement

Cependant, certains auteurs n'incluent pas tous ces effets; en effet, Schmiegelow et Mönkkönen (2002) ne considèrent que les trois derniers pour définir la fragmentation, tout comme Fahrig (2003), Laverty et Gibbs (2007) et Haila (2002). Cet aspect conflictuel de la définition de la fragmentation sera notamment abordé à la section 2.3.1.

La perte d'habitat associée consiste simplement en la perte d'habitat « d'origine », c'est-à-dire la quantité d'habitat présent avant la perturbation qu'on ne retrouve plus après (d'où la formation de « morceaux » résiduels). Le type d'habitat antérieur à la modification peut varier, mais il est souvent question d'environnement forestier (Courtois, 2003). Ces « résidus », ou « morceaux résiduels » de l'habitat originel peuvent être ensuite considérés selon deux principaux axes : leur morphologie (grosseur, forme) ainsi que leur localisation dans l'espace par rapport aux autres morceaux (distance, distribution) (Fragstats, 2008).

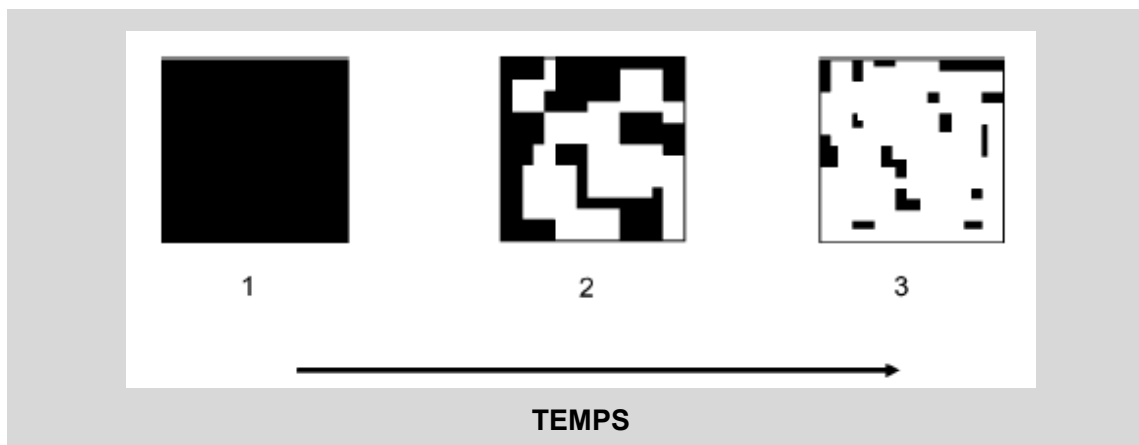


Figure 2.1 : Le processus de fragmentation. Le noir représente l'habitat d'origine, alors que le blanc représente la trame du territoire (Tiré de Fahrig, 2003, p.490)

À l'instar des îles du Pacifique étudiées par Wilson et MacArthur, la grandeur des parcelles est un important critère considéré dans l'application terrestre de la biogéographie des îlots. En effet, plus la parcelle est grande, moins les facteurs extérieurs risquent d'avoir une influence négative sur le milieu naturel de la parcelle (Forman, 1995; Saunders *et al.*, 1991).

« En résumé, il y a une évidence certaine découlant de multiples taxons et lieux géographiques que des parcelles plus grandes supportent un plus grand nombre d'espèces. » (Adapté de Turner *et al.*, 2001, p.230)

L'intérieur d'une parcelle non affecté par ces facteurs extérieurs est d'ailleurs nommé « aire centrale » (*core area* en anglais) (Helzer et Jelinski, 1999). Pour certaines parcelles de dimension réduite, il peut même arriver que la dynamique interne de son écosystème soit principalement dirigée par des forces externes (Saunders *et al.*, 1991).

Parallèlement à cela, de multiples études sur les plantes, les arthropodes, les poissons, les mammifères et les amphibiens et reptiles (voir Forman, 1995, p. 62) semblent corroborer le fait que des parcelles plus grandes contiennent plus d'espèces, comme ce que l'on retrouve dans la théorie de Wilson et MacArthur.

« Une fois qu'un territoire a été fragmenté, la grandeur des parcelles restantes est un facteur critique pour déterminer le nombre et le type d'espèces qui pourront survivre à l'intérieur de ces parcelles. » (Adapté de Laverty et Gibbs, 2007, p.80)

La forme des parcelles est quant à elle intimement liée à la notion d'effet de bordure, qui regroupe les effets associés aux forces extérieures mentionnées plus haut. En effet, dans la théorie biogéographique des îlots (version terre), le nombre d'espèces est d'abord fonction de la grandeur de la parcelle, mais aussi de l'ampleur des effets de bordure en fonction de la forme.

« De longues et minces parcelles ont proportionnellement beaucoup plus de bordures que des parcelles rondes ou carrées et sont plus vulnérables aux effets de bordure. » (Adapté de Saunders *et al*, 1991, p.25)

Les effets localisés aux limites des parcelles représentent donc une variable fondamentale dans l'analyse de la fragmentation d'un territoire. Il faut cependant faire ici une distinction importante entre la notion de bordure et la notion d'écotone, parfois appelées respectivement limite induite et limite inhérente par certains auteurs (Yahner, 1988).

La limite inhérente, ou écotone décrit une zone de transition naturelle entre deux communautés biologiques (par exemple la jonction entre deux populations de plantes). Les écotones sont souvent reconnus comme des endroits où la biodiversité est favorisée, puisque les transitions sont sources d'habitats diversifiés (Harris, 1988).

La bordure peut quant à elle être vue comme une limite, une frontière relativement abrupte entre deux milieux (exemple : la lisière d'une forêt à la jonction avec une terre cultivée). Aux fins de ce travail, le concept de bordure sera vu au sens de limite induite, c'est-à-dire d'origine anthropique.

L'effet de bordure consiste en une série d'impacts de diverses importances sur le milieu limitrophe d'une parcelle (Forman, 1995). On retrouve généralement des impacts sur les caractéristiques physiques du milieu et sur les caractéristiques biologiques du milieu (Laverty et Gibbs, 2007; Saunders *et al*, 1991).

Les impacts sur les caractéristiques physiques touchent principalement trois aspects : le bilan radiatif, l'exposition au vent et les modifications au régime hydrologique (Saunders *et al*, 1991). Le bilan radiatif est modifié, car comparativement aux zones encore sous couvert naturel, les températures à la bordure seront plus chaudes de jour et plus froides de nuit, résultant notamment en de possibles modifications dans le cycle de gel-dégel. (Turner *et al*, 2001).

Quant à elles, les perturbations liées au vent peuvent être directes (des dommages portés à la végétation, de mineurs à majeurs - dans le pire des cas un chablis) ou indirectes (réduction de l'évapotranspiration, assèchement) (Saunders *et al*, 1991). Les ouvertures créées par le vent peuvent à leur tour engendrer des modifications biologiques aux écosystèmes en place en favorisant l'introduction de plantes adaptées aux zones plus exposées à la lumière, à la modification de la composition de l'humus, et aux conséquences éventuelles sur la faune environnante. (Esseen et Renhorn, 1998; Haskell, 2000).

Du côté des modifications aux régimes hydrologiques locaux, on peut les expliquer notamment par les changements dans le cycle de l'eau (évaporation, évapotranspiration, etc.) dû au remplacement de la végétation d'origine. Dans le cas du remplacement de milieu forestier par des pâturages ou des terres cultivées, ces modifications peuvent être importantes, tant au niveau du ruissellement de surface que souterrain, avec les impacts associés sur les phénomènes d'érosion et de cycles de nutriments. (Lavery et Gibbs, 2007)

Concernant les impacts sur les caractéristiques biologiques aux limites des parcelles, on retrouve les effets sur la composition des espèces, c'est-à-dire leur abondance et leur distribution. Esseen et Renhorn (1998) rapportent par exemple des effets marqués sur les lichens. Les espèces adaptées à un spectre plus large d'habitat sont ainsi favorisées, contrairement aux espèces confinées à des habitats plus particuliers (Yahner, 1988). Aussi, des effets sur les interactions trophiques entre les espèces peuvent être présents, notamment des modifications aux relations proie-prédateur. L'augmentation de la prédation des nids de certaines espèces d'oiseaux en est un exemple récurrent (Rich *et al*, 1994).

L'ampleur de ces effets est variable, certains auteurs parlent de 10 à 25 m dans le milieu (Saunders *et al*, 1991), d'autres d'environ une centaine de mètres (Helzer et Jelinski, 1999) ou plus. De plus, ces impacts physiques et biologiques peuvent agir en synergie et augmenter le risque de feu, augmenter la vulnérabilité face aux espèces fauniques et/ou floristiques allogènes ou augmenter la pression de chasse (Haskell, 2000).

Ainsi, en reconnaissant la grandeur des parcelles et leur forme (toutes deux reliées aux effets de bordure) comme des facteurs clés dans l'évaluation de la qualité d'un habitat fragmenté, le cadre théorique de la fragmentation dérivé de la théorie biogéographique des îlots a permis le développement de mesures géométriques relativement simples pouvant être appliquées à ces mêmes parcelles. Le tableau 2.1 en présente quelques-unes, qui permettent des comparaisons entre les « morceaux » d'habitat.

Tableau 2.1 : Exemples d'équations reliées aux formes des parcelles
(Tiré de Forman, 1995, p.142)

Forme (F) =	$\frac{\text{Longueur de l'axe le plus long (L)}}{\text{Longueur de l'axe le plus court (l)}}$
Élongation (E) =	$\frac{\text{Longueur de l'axe le plus court (l)}}{\text{Longueur de l'axe le plus long (L)}}$
Circularité (C) =	$\sqrt{((L \times l) / l^2)}$
Compacité (K) =	$\frac{2\sqrt{\pi} \text{ Aire de la parcelle (A)}}{\text{Périmètre de la parcelle (p)}}$

Le second axe permettant de décrire mathématiquement la fragmentation d'un territoire donné selon le cadre de la théorie biogéographique des îlots est la notion d'isolement des parcelles. En effet, plus les parcelles d'habitat sont éloignées les unes des autres, plus les ressources deviennent difficiles d'accès et plus rares sont les échanges génétiques (Forman, 1995). L'isolement est vu comme un attribut relatif aux parcelles elles-mêmes et la distance entre les parcelles est ainsi reconnue comme un facteur prépondérant pour les échanges biologiques. Il existe d'ailleurs un champ de recherche (l'écologie des métapopulations) qui se concentre sur les particularités d'isolation des parcelles et de leurs conséquences (notamment sur les taux de colonisation) (Hanski et Moilanen, 2001).

L'« insularité » des parcelles implique donc qu'on retrouve un espace considéré comme inhospitalier entre ces différentes parcelles. Tel que discuté auparavant, MacArthur et Wilson mentionnaient d'ailleurs la distance entre les îles et le continent comme une variable importante. La même idée est ainsi appliquée aux parcelles sur la terre ferme.

“The island biogeography perspective has been the dominant perspective since inception of the theory. The major advantage of the island model is its simplicity.” (Fragstats, 2008)

Un exemple de mesure géométrique associée à l'isolement est présenté à la figure 2.2.

Indice de proximité

$$PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$$

a_{ijs} = aire (m²) d'une parcelle ijs dans le voisinage (m) de la parcelle ij.

h_{ijs} = distance (m) entre la parcelle ijs et la parcelle ijs, basée sur la distance d'une bordure à une autre bordure.

Figure 2.2 : Exemple d'équation liée à l'isolation des parcelles
(Tiré de Fragstats, 2008)

L'analyse quantitative de la fragmentation selon cette approche donna lieu à la multiplication des équations possibles. Cependant, à partir des années 1990, de nombreuses questions et critiques remettant en question la mesure de la fragmentation d'un territoire selon la perspective des îlots apparurent.

2.3 Principales critiques de la théorie biogéographique terrestre

Les résultats obtenus selon la théorie biogéographiques des îlots (version terre), quoique séduisants a priori, soulevèrent de plus en plus d'interrogations à mesure que se multipliaient les questions litigieuses. En effet, plusieurs zones d'ombres apparurent lorsque l'on se mit à vouloir différencier le concept de fragmentation de celui de perte (ou de dégradation) de l'habitat qui, pour certains auteurs, (Fahrig, 2003), devaient être considérés comme distincts. De plus, le fait de ne pas considérer le milieu où sont situées les parcelles suscita aussi beaucoup de questionnement, tout comme le fait de mettre uniquement l'emphase sur les parcelles et leur isolement. Les questions d'échelle et de complexité des effets associés à la fragmentation selon les espèces soulevèrent aussi plusieurs doutes sur la solidité de cette approche.

2.3.1 Perte d'habitat ou fragmentation?

« Pour compliquer les choses, l'utilisation actuelle du terme fragmentation varie entre les chercheurs. Initialement, il était utilisé dans un sens plus large pour référer simultanément à la perte d'habitat et au changement de configuration spatiale de l'habitat résultant de perturbations. Plus récemment, le terme fragmentation a plutôt été utilisé pour décrire seulement le changement de configuration spatiale d'un type d'habitat. » (Adapté de Villard, 2002, p.319)

Initialement, on considéra qu'il allait de soi qu'une partie de la définition de la fragmentation touchait la perte d'habitat. Plusieurs auteurs remirent cependant en doute cette définition, puisque pourquoi aurait-on besoin d'un autre terme pour décrire quelque chose de déjà bien défini? (Harrison et Bruna, 1999; Schmiegelow et Mönkkönen, 2002; Haila, 2002)

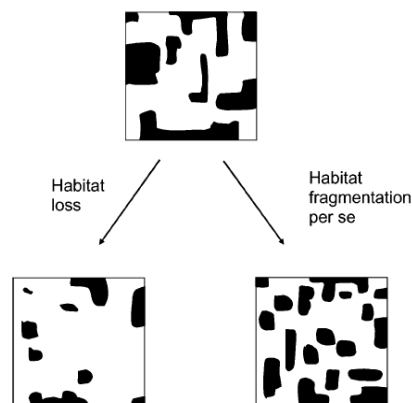


Figure 2.3 : Perte d'habitat ou fragmentation?
(Tiré de Fahrig, 2003, p.496)

C'est ainsi que l'on s'attarda plus attentivement à la nuance entre perte nette d'habitat et fragmentation. Certains auteurs constatèrent que les impacts réels reliés à la seule configuration spatiale de l'habitat (la nouvelle façon de définir le terme fragmentation) semblaient beaucoup moins importants que prévu et possiblement même positifs (Fahrig, 2002).

« Les études empiriques suggèrent jusqu'à maintenant que la perte d'habitat a des effets importants et continus sur la biodiversité. La fragmentation de l'habitat à quant à elle des effets beaucoup plus limités sur la biodiversité, qui peuvent également être positifs ou négatifs. » (Adapté de Fahrig, 2003, p.487)

Cette question se révéla d'autant plus problématique que si certaines études semblaient conclure que les effets de la configuration spatiale de l'habitat étaient mineurs, plusieurs autres études qui tentaient d'isoler les deux facteurs n'arrivaient tout simplement pas à le faire.

« Notre étude était prévue de manière à évaluer les changements associés aux taux de capture de martres dans un territoire fragmenté, mais nous n'avons pu séparer les effets de la perte d'habitat de ceux provenant de l'organisation spatiale de cet habitat. » (Adapté de Hargis *et al*, 1999, p.169)

Pour complexifier encore plus la question, un nouveau concept apparut dans le paysage du concept de la fragmentation : la notion de seuil critique de perte d'habitat. Cette notion peut être définie comme le moment charnière ou la quantité d'habitat devient trop faible pour soutenir une espèce, ce qui a comme conséquence directe l'accélération du déclin de cette espèce (Fahrig, 2003). La relation entre la quantité d'habitat et le nombre d'individus d'une espèce ne serait donc pas linéaire (proportionnelle), mais bien non linéaire (With et Crist, 1995). Ce seuil serait aussi fonction des espèces observées, vu que la réponse aux perturbations environnementales est différente d'une espèce à l'autre (Fahrig, 2002).

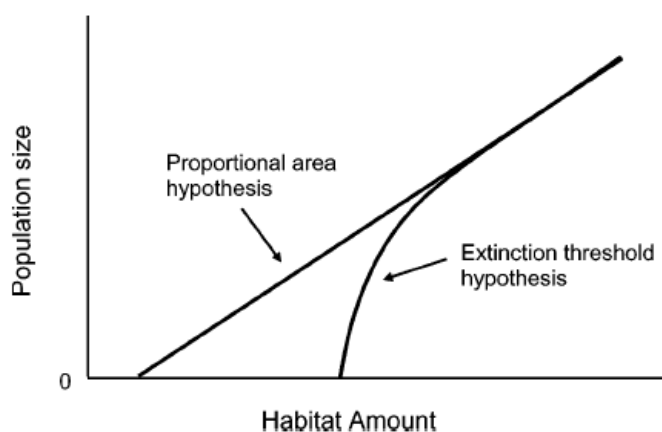


Figure 2.4: Illustration du seuil critique d'extinction comparée à l'hypothèse proportionnelle. (Tiré de Fahrig, 2003 p.501)

Ainsi, plusieurs auteurs se mirent à considérer que c'est seulement à partir de ce seuil que les effets de la configuration spatiale des parcelles se font véritablement sentir (Andrén, 1994; Villard, 2002). "In landscapes with low proportions of suitable habitat (10% to 30%), the spatial arrangement of patches is very important." (Turner *et al*, 2001, p.235)

D'autres jouent de prudence en considérant aussi la qualité de l'habitat (et non pas seulement la perte nette). Santos *et al.* (2007) mentionnent que les résultats obtenus dans une étude sur les impacts de la fragmentation forestière sur les lézards corroborent l'idée que les variations affectant la qualité de l'habitat sont susceptibles de dépasser les effets de la fragmentation sur les populations fauniques.

2.3.2 Un environnement « binaire » ?

Une autre question litigieuse soulevée par la perspective des îlots est celle touchant la réduction de l'environnement extérieur des parcelles à un « océan inhospitalier ».

Il est intéressant ici de considérer par exemple qu'en anglais, le terme *remnant* est souvent utilisé, terme que l'on peut traduire par « résidu », ou « morceau résiduel », implicitement statuant que l'extérieur des parcelles ne peut être qu'un territoire hostile. Cette approche théorique permet de se concentrer sur l'analyse des parcelles, mais est peu représentative de la réalité, où les parcelles sont imbriquées dans des environnements extérieurs très variables et dynamiques (Forman, 1995; Kupfer *et al.*, 2006; With et Crist, 1995). Certains auteurs parlent même d'une « drastique simplification des interactions des organismes avec les patterns du paysage » (Adapté de Fragstats, 2008).

Il est encore plus surprenant de constater que MacArthur et Wilson, pourtant considérés comme ceux ayant inspirés les applications de la théorie biogéographie des îlots sur la terre ferme, expriment de façon particulièrement claire dans le passage suivant leur réserve à ce que le territoire terrestre puisse être considéré comme analogue à l'océan :

« Plusieurs auteurs ont soulevé le fait que des parcelles d'habitat – un sommet de montagne, un marécage ancien, ou une partie de forêt récemment coupée – sont des îlots. Mais ces îlots sont différents au sens que l'espace les séparant n'est pas vide de compétiteurs. Une authentique île océanique composée d'une pessière aurait peu d'espèces d'oiseau présentes, mais celles-ci seraient des espèces typiques des peuplements d'épinettes; une petite pessière localisée au milieu d'une forêt décidue du sud pourrait quant à elle être peuplée d'une majorité d'espèces d'oiseaux des forêts décidues qui proviendraient des habitats adjacents. » (MacArthur et Wilson, 1967, p.114)

Ainsi, on remet complètement en question le fait de ne pas considérer le territoire comprenant les parcelles (Haila, 2002). Le rôle de la “matrice” (terme employé pour décrire l’environnement extérieur autour des parcelles) prit une importance grandissante dans l’étude de la fragmentation du territoire. On proposa de sortir de la dichotomie « parcelle - matrice hostile » pour les analyses de la fragmentation, comme cette approche créait des difficultés importantes pour comprendre les impacts sur les espèces observées. (St-Clair, 2008; Chetkiewicz *et al.*, 2006)

2.3.3 Une emphase trop grande sur les parcelles

En plus des questions de perte d’habitat et de matrice, de nombreuses critiques apparurent concernant l’emphase mise sur les seules dimensions géométriques des parcelles. Plusieurs auteurs remirent en question le fait, par exemple, de voir l’aire d’une parcelle comme étant une variable indépendante suffisante pour expliquer statistiquement les variations dans le nombre d’espèces (Haila, 2002).

D’autres constatèrent que ces facteurs ne semblaient avoir carrément aucune influence; c’est le cas de Silva (2000), qui conclut après une étude sur les effets de la fragmentation sur les petits mammifères du parc national du Canada de l’Île du Prince-Édouard que ni la richesse des espèces, ni la taille des populations et ni la diversité n’étaient associées à la surface ou au périmètre des parcelles.

Ainsi, une multitude d’autres facteurs peuvent entrer en ligne de compte pour influencer la présence ou non d’espèces. « Not only fragment size and shape, but history, habitat type, proximity to human disturbances, and many other features may vary even within a single region ». (Harrison et Bruna, 1999, p.227).

De plus, chaque espèce possède ses propres exigences en terme d’espace minimal; ainsi, de plus petites parcelles contiennent nécessairement moins d’espèces (Fahrig, 2003). À cela se rajoute le fait que plus l’aire des parcelles (ou îlots) est grande, plus les chances d’avoir des particularités biologiques, géographiques et physiques diverses sont présentes, tout comme des dynamiques écosystémiques variées. L’aire ne serait donc qu’un facteur parmi d’autres.

2.3.4 Connectivité structurelle ou connectivité fonctionnelle?

Il n'y a pas que la caractérisation géométrique individuelle des parcelles qui suscite des désaccords. Le second facteur associé à la fragmentation, soit l'isolement géométrique des parcelles (ou à l'inverse, sa connectivité), a lui aussi été remis en cause. En effet, plusieurs études ont démontré que les seuls paramètres de distance et de configuration spatiale ne semblaient pas suffisants pour caractériser la connectivité d'un paysage (Nikolakaki, 2003). Tel qu'il a été discuté précédemment, l'environnement entre les parcelles ne peut être tout simplement exclu des calculs.

Ainsi, la connectivité structurelle, que l'on peut définir comme la connectivité « géométrique », établie en fonction des distances géographiques entre les parcelles (Taylor *et al.*, 2006), peut masquer le fait que les paysages ont en fait une multitude de connectivités, directement reliées aux particularités de chaque organisme (Tischendorf et Fahrig, 2000a). La connectivité réelle d'un paysage (connectivité fonctionnelle) n'est donc pas tant reliée aux parcelles qu'aux espèces (Chetkiewicz *et al.*, 2006).

Il peut même arriver que pour certains organismes dotés d'une capacité de se déplacer facilement à travers des environnements relativement hétérogènes, des paysages considérés comme structurellement peu connectés soient, en fait, fonctionnellement très connectés (With et Crist, 1995; Turner *et al.*, 2001).

Une étude dans le parc national de Banff démontra même que certaines espèces d'oiseaux voyaient les corridors routiers comme moins obstructifs que les rivières, dû possiblement à des mécanismes d'évolution; ces oiseaux n'auraient pas développé de mécanismes de reconnaissance du danger relié aux véhicules (St-Clair, 2003). La connectivité fonctionnelle de parcelles séparées par des routes serait donc pour eux plus élevée que celle par rapport aux rivières...

Il faut ainsi être très prudent afin d'éviter de tomber dans le piège de la conceptualisation des mouvements et flux dans les écosystèmes ; ils ne correspondent pas nécessairement à l'idée fort séduisante de l'agencement d'éléments graphiques discrets de la même couleur sur une carte.

2.3.5 La question de l'échelle

« La fragmentation de l'habitat est de causalités multiples et ses effets sont donc complexes et difficiles à étudier et prédire. La fragmentation est aussi dépendante des échelles temporelles et spatiales des observations (...). »
(Adapté de Lundqvist, 2007, p.746)

La notion d'échelle en écologie est depuis longtemps reconnue comme étant une variable fondamentale. En effet, il a été réalisé rapidement qu'il était impossible de considérer les problèmes écologiques sous une seule échelle spatio-temporelle (Turner *et al.*, 2001). Le concept d'échelle est d'ailleurs lui-même considéré comme un facteur commun et rassembleur en écologie (Wu, 2004).

Au niveau des espèces étudiées, certaines analyses requièrent une perspective centrée sur un individu, d'autres sur des groupes d'individus et d'autres encore sur des communautés d'espèces. À cela se rajoute la nécessaire considération de l'organisation dans l'espace de ces communautés et de leurs interactions avec l'hétérogénéité des processus et ressources des paysages (Debinski et Holt, 2000).

Un autre aspect très important par rapport à la perspective de l'étude d'une espèce concerne les fluctuations naturelles des populations. Des études ponctuelles sur la fragmentation et le nombre d'espèces doivent absolument prendre en compte cette dimension; ceci n'a pas toujours été le cas (Haila, 2002). Ainsi, comme le souligne Andrén (1994), le niveau temporel peut représenter un réel problème par rapport à la validité des données analysées. Il y a un danger que la multitude d'études qui ont eu lieu sur une période d'une saison ou deux ne sont en réalité que des photos des phénomènes étudiés, alors que c'est sur une plus longue période que les patterns se révèlent.

À ce sujet d'ailleurs, Saunders *et al.* (1991) expliquent qu'il est fortement possible qu'après un déclin du nombre d'espèces suite à une perturbation fragmentant un territoire, on observe une hausse du nombre d'espèces (dû à l'arrivée d'espèces colonisatrices), ce qui peut résulter en de fausses interprétations si l'on ne considère que le nombre total d'espèces. Ici le facteur temporel est en cause, tout comme la composition du nombre d'espèces recensées.

Au niveau spatial, une problématique est due au simple fait qu'il n'est pas encore possible

d'avoir des informations très précises au niveau du paysage sur les déplacements des plantes et des animaux à travers les fragments (Harrison et Bruna, 1999). Diverses techniques existent (télémétrie, suivis par GPS), mais elles sont limitées aux analyses de déplacements d'individus, et non aux espèces entières.

À cela se rajoutent deux notions importantes au niveau spatial : le grain et l'étendue. On entend par étendue l'aire étudiée, c'est-à-dire la délimitation physique et géographique de la zone analysée (Forman, 1995). Ce facteur est évidemment fondamental puisqu'il permet de situer le contexte.

De son côté, le concept de grain est relié à la grosseur des « unités de paysages » choisies. Il s'agit en quelque sorte de la force de la loupe avec laquelle on scrute un paysage. Par exemple, pour une même aire, on peut choisir un grain de dix mètres carrés ou de cent mètres carrés. On retrouvera donc une résolution plus faible avec les unités de cent mètres carrés ; par contre, le classement du paysage sera facilité.

Le grain est ainsi directement relié à la délimitation des parcelles; vu d'un avion, un paysage agroforestier peut être divisé en grandes parcelles de forêt et de terres agricoles, mais vu du sol, des parcelles de différents peuplements forestiers peuvent être différenciées, etc.

Le grain et l'étendue déterminent ainsi le cadre dans lequel l'analyse peut être faite, mais dépendent souvent des moyens techniques utilisés, alors qu'ils devraient être fonction de l'espèce étudiée (Fragstats, 2008). Une théorie basée sur ces deux notions a d'ailleurs été élaborée : la théorie de la percolation, qui considère l'environnement fragmenté en quelque sorte comme un milieu poreux dans lequel chaque espèce circule plus ou moins facilement (Fischer *et al.*, 2004).

En terminant, il est à noter que certaines constructions mathématiques tentent de contourner le phénomène des différences d'échelle; on pense notamment à la géométrie fractale appliquée au paysage (Burel et Baudry, 1999). Ce sujet très complexe dépasse cependant le simple cadre de cet ouvrage, c'est pourquoi il ne sera pas abordé ici.

2.3.6 Complexité du concept au niveau des espèces

Ainsi, le phénomène d'échelle implique par définition que le regard peut difficilement couvrir tout un territoire, et que comme on l'a vu, les particularités d'un paysage peuvent être différentes pour chaque espèce, ou même pour chaque individu. Une façon de contourner cette problématique est de classifier les espèces selon différentes catégories, dépendamment de leur habileté à se mouvoir dans des paysages fragmentés. Alors que Forman (1995) parle d'espèces « à habitats multiples », d'autres auteurs (Nikolakaki, 2003) parlent d'espèces « généralistes ». À l'inverse, les espèces qui ont des besoins d'habitat très spécifiques en lien avec leur survie sont considérées « spécialistes » (Andr  n, 1994).

Cependant, ce concept intéressant a priori peut rapidement devenir un élément de complexité : Tischendorf (2001) considère jusqu'à quatre catégories (spécialiste extrême, spécialiste modéré, généraliste modéré, généraliste extrême). La difficulté tient ainsi à la méthode de cat  goriser les espèces et aux effets associés    ces espèces dans le temps.

“Biodiversity may in fact present two threshold effects: low diversity in homogenous, well-connected landscapes comprised of “interior species” shifting to highest diversity at some point when the landscape becomes sufficiently fragmented to afford a mixture of interior and “edge” species, and corresponding decrease in diversity once again as the landscape becomes increasingly dissected into small, isolated fragments that supports primarily edge species.” (With et Crist, 1995, p.2457)

L'idée est donc apparue de voir si l'utilisation d'une espèce indicatrice (choisie en fonction de ses qualités de spécialiste ou de spécialiste extrême) ne pourrait pas être associée à la fragmentation (Villard, 2002; Carignan *et al.*, 2002). Ainsi, comme on cible une espèce en particulier plus « fragile » par définition ou ayant des besoins territoriaux particuliers, on pourrait avoir une simplification valable pour l'ensemble d'un territoire.

Cette approche présente cependant certaines limites et elle doit faire partie d'un ensemble d'autres regards portés sur le milieu pour être valide.

« Recent criticisms of the use and even the concept of indicator species are valid. Indicator species often have told us little about overall environmental trends, and may even have deluded us into thinking that all is well with an environment simply because an indicator is thriving » (Noss, 1990, p. 358)

Cette approche est notamment utilisée par les parcs nationaux Américains et Canadiens pour l'analyse des écosystèmes régionaux et locaux des parcs. Par exemple, au parc national de Yellowstone, le grizzly est étudié (UNEP, 2003), alors qu'au parc national du Canada de la Mauricie, le loup gris est l'espèce étudiée pour voir l'impact du morcellement des territoires limitrophes (Poitevin, 2008). Plusieurs espèces sensibles font d'ailleurs déjà l'objet de suivis dans le PSIE (amphibiens, faune aviaire).

À l'inverse, le concept d'espèces généralistes indique que certaines espèces s'adaptent assez bien aux perturbations liées au morcellement d'un territoire (plus d'effets de bordure, etc.). Ceci explique pourquoi parallèlement au courant dérivé de la perspective des îlots, un autre courant de pensée s'est développé, celui-ci voyant plutôt la fragmentation comme pouvant être bénéfique pour la biodiversité dans certains contextes (Fahrig, 2003; Yahner, 1988).

« Different organisms and ecological systems “experience” the degree of fragmentation of a particular environment in variable, even contradictory, ways” (Haila, 2002, p.321).

Une étude québécoise portant sur l'impact des emprises des lignes de transport d'énergie électrique constata d'ailleurs que les micromammifères étudiés répondaient de manière positive à la création et au maintien de ces emprises (Fortin *et al.*, 2008). Dans le nord de la Finlande, où le territoire a été fortement affecté par des perturbations depuis les années 1940, on constate la diminution significative de 16 espèces d'oiseaux et l'augmentation significative de 16 autres (Schmiegelow et Mönkkönen, 2002).

Par ailleurs, si on revient à une espèce centrale à l'idée de fragmentation, soit l'*Homo Sapiens*, on retrouve toute la question des impacts reliés à sa présence sur le territoire (conséquence directe des infrastructures). En effet, un peu comme la question de la perte d'habitat, considère-t-on la fréquentation et la fragmentation comme deux choses séparées, ou plutôt comme deux mêmes tangentes d'un même phénomène? Il apparaît évident que ces deux notions sont intimement liées, mais comme la fréquentation peut être définie et mesurée de façon séparée, il peut être défendable de ne pas les amalgamer.

De plus, tel que discuté dans la section sur les effets de bordure, la plupart de ces effets peuvent avoir lieu sans la question de la fréquentation (microclimats, modifications au

régime hydrologique). La fréquentation peut donc être vue comme amplifiant les effets de la fragmentation, mais cependant comme une variable distincte : une route aura des effets « de base », et plus elle sera fréquentée, plus ces effets seront probablement multipliés.

En conclusion, d'un point de vue quantitatif, il apparaît donc que plusieurs difficultés sont présentes lorsque l'on veut mesurer le niveau de fragmentation basé sur les seuls concepts de morphologie et de configuration géométrique des parcelles (Villard, 2002). La complexité des interrelations présentes dans la nature semble évasive et difficilement modélisable avec des relations mathématiques simples. Des méthodes faisant appel à des modèles statistiques complexes (Fragstats, 2008) ont ainsi été développées. Le cadre théorique s'est lui aussi complexifié, sujet qui sera abordé dans la prochaine section.

“Our results, however, emphasize the wide range of species-specific response and the potential for changing results over time. Fragmentation effects cascade through the community, modifying interspecific interactions, providing predator or competitive release, altering social relationship and movement of individuals, exacerbating edge effects, modifying nutrient flows and potentially even affecting the genetic composition of local populations.” (Debinski et Holt, 2000, p.353)

2.4 Au-delà des îlots: l'environnement comme une mosaïque

Suite à la théorie biogéographique des îlots (version terre), et en partie en réponse à la série de critiques abordées au point 2.3, une théorie plus large émergea : l'écologie du paysage. Cette théorie tente de tenir davantage compte de la complexité de l'environnement naturel et humain (Turner *et al.*, 2001; Forman, 1995). La question fondamentale des relations dynamiques entre la structure du paysage et les processus écologiques s'y déroulant (Chetkiewicz *et al.*, 2006 ; Tischendorf, 2001) nécessitait en effet un cadre plus large. Le terme *landscape ecology* fut pour la première fois utilisé par Troll en 1939 (Turner et Gardner, 1991). De ses origines, avec notamment la cartographie de peuplements forestiers (Burel et Beaudry, 1999), l'écologie du paysage se développa considérablement à partir des années 1980 (Haila, 2002) et constitue aujourd'hui un vaste champ de recherche regroupant de multiples approches (géographie, géomatique, biologie, gestion, environnement, etc.). La théorie biogéographique des îlots peut en quelque sorte être vue comme une branche de l'écologie du paysage; encore aujourd'hui, l'idée de quantifier les paysages est centrale à cette discipline (Turner et Gardner, 1991). Les méthodes ont cependant beaucoup évoluées. L'approche cartésienne uniforme et les

contextes d'équilibre furent ainsi supplantés par des contextes dynamiques à différentes échelles, sujets à des relations d'équilibres changeantes (Haila, 2002). Cette nouvelle approche met aussi l'accent sur le rôle crucial du mouvement réel (connectivité fonctionnelle) des espèces à travers le paysage (Nikolakaki, 2003). La notion de flux est donc fondamentale dans ce contexte. L'idée de considérer le paysage seulement comme un ensemble dyadique a donc été remplacée par une vision du paysage se rapprochant du concept de la mosaïque, idée fortement inspirée de Forman (1995). Plusieurs modèles tentent donc de représenter l'hétérogénéité selon cette approche.

2.4.1 Les modèles en écologie du paysage

Un des modèles les plus connus en écologie du paysage est le modèle parcelle/corridor/matrice. Malgré ses limites, plusieurs s'en inspirent toujours aujourd'hui pour les stratégies de conservation (Conservation de la Nature, 2008). Ce modèle propose de considérer l'ensemble de ces trois éléments (qui peuvent prendre une multitude de variétés) afin d'analyser une mosaïque de paysage, mais à cela se rajoutent notamment des questions d'échelle et d'interrelations espèces/paysage.

Ce modèle constitue cependant une autre tentative de classer le paysage par sa morphologie, afin de pouvoir éventuellement le quantifier par une systématisation du paysage (Forman, 1995). Il est important d'ailleurs de spécifier ici que ce modèle est basé sur des cartes dotées de catégories géographiques, c'est-à-dire des cartes classiques représentant le paysage selon des formes polygonales (mais cette fois dépendantes des contextes spatiaux et des espèces étudiées). Les délimitations peuvent être effectuées par les données vectorielles (les données sont sous forme de lignes ou de polygones) ou matricielles (les données proviennent d'images). Ce n'est pas la seule façon d'illustrer le paysage. Plusieurs autres modèles découlent en effet de méthodes différentes servant à analyser le paysage. Trois sont abordées ici.

Tout d'abord, on retrouve la configuration spatiale des points, qui représente des éléments géographiques sous forme de points (un exemple : l'étude d'une zone de forêt en identifiant chaque arbre par son espèce). L'intérêt de cette forme d'analyse du paysage est de voir si des patterns d'agrégation sont présents ou non (Fragstats, 2008). Ensuite, la configuration spatiale des réseaux linéaires analyse le paysage en ciblant les structures

spatiales linéaires comme les réseaux hydrographiques, les réseaux routiers, etc. (Fragstats, 2008). La matrice n'est généralement pas considérée dans cette analyse, ce sont plutôt les structures physiques qui sont étudiées. Deux exemples de mesures possibles sont la densité du réseau linéaire et la connectivité du réseau (Forman, 1995). Puis il y a aussi la configuration spatiale des surfaces, qui traduit les quantités présentes dans le paysage par des modèles tridimensionnels. Un exemple de cette méthode d'analyse est la classique illustration des courbes hypsométriques en trois dimensions. Cette méthode peut cependant être appliquée à une multitude de quantités (Fischer *et al.* 2004). On pourrait illustrer par exemple les variations de la présence d'une espèce d'arbre à travers une forêt par une surface tridimensionnelle, créée à partir de relevés terrain.

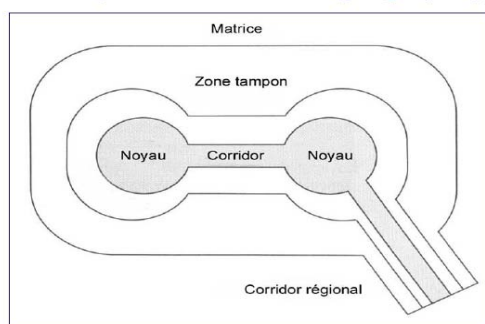
Il n'y a pas ici de délimitation de parcelles dans cette technique, ce qui peut représenter un avantage : on se rapproche du concept de gradient. Cependant, comme la continuité des surfaces est affaire d'estimation (vu qu'il est généralement impossible d'avoir des données exhaustives), ce modèle présente lui aussi des limites (Fragstats, 2008). L'interprétation relativement intuitive du modèle parcelle/corridor/matrice constitue cependant une des raisons pour lesquelles ce modèle demeure d'actualité. De plus, sa présentation plus détaillée aidera à mieux situer certaines notions abordées dans les chapitres subséquents. Dans ce modèle, les parcelles sont donc considérées dans l'ensemble du paysage en plus de leurs caractéristiques morphologiques. Le nombre d'espèces pouvant y survivre n'est plus considéré comme dépendant de leur seule superficie et degré d'isolation; les variables de diversité de l'habitat, de régimes de perturbations, de proportion de l'aire intérieure (hors effets de bordure), d'âge et d'hétérogénéité de la matrice environnante prennent dorénavant l'avant-scène (Andrèn, 1994; Forman, 1995).

“Our intention is to argue for shifting the examination of forest fragmentation effects away from a patch-based perspective focused on factors such as patch area and distance metrics to a landscape mosaic perspective that recognizes the importance of gradients in habitat conditions.” (Kupfer *et al.*, 2006, p.8)

De plus, comme la définition d'une parcelle peut être reliée à une espèce en particulier, « un paysage ne contient pas une seule mosaïque de parcelles, mais bien une hiérarchie de mosaïque de parcelles à travers un large spectre d'échelles » (Adapté de Fragstats, 2008). En conséquence, la notion de limites de parcelles est elle aussi sujette à différentes interprétations selon l'angle d'étude choisi. Les corridors peuvent quant à eux être définis

comme des éléments linéaires (structurels et/ou fonctionnels) du paysage. Les corridors peuvent jouer plusieurs rôles: habitat, conduit, filtre, source et puits (Forman, 1995) et prendre différentes formes : corridors hydrologiques (rivières, ruisseaux, etc.), corridors d'origine anthropique (routes, lignes électriques, gazoducs, etc.) et corridors végétaux (portions forestières linéaires, etc.) (Forman, 1995). Globalement, pour plusieurs espèces généralistes, ou « de bordure », un corridor peut représenter un habitat potentiel. On retrouve d'ailleurs un indicateur du PSIE qui traite de cette question (suivi des plantes allogènes, généralement effectué en bord de route; voir tableau 1.3). La notion de conduit ramène quant à elle à la connectivité fonctionnelle discutée précédemment (la facilité ou non du déplacement des espèces).

Pour empêcher l'isolement géographique



Noss 1994



Figure 2.5 : Illustration simplifiée du rôle de conduit
(Tiré de Conservation de la Nature, 2008)

Par ailleurs, on entend par source le rôle associé aux impacts créés par l'ouverture d'un passage dans la matrice (Forman, 1995). Un exemple peut être ici la pollution sonore accompagnant une nouvelle route. À l'inverse, le rôle de puits englobe les impacts absorbés par le corridor lui-même (par exemple la sédimentation de polluants dans le fond d'un cours d'eau). La fonction de filtre est cependant particulièrement d'intérêt aux fins de ce travail, c'est pourquoi elle sera abordée plus en détail. Un corridor constitue un filtre au sens qu'il détermine dans quelle mesure les flux d'énergie, de nutriments et/ou d'espèces peuvent le traverser (Forman et Alexander, 1998). Parfois le filtre peut être très poreux, parfois le filtre peut être carrément « bloqué », c'est-à-dire que le corridor représente une barrière (Rich *et al.*, 1994; Lundqvist, 2007). « It is arguable that the most severe effects of roads on wildlife result from the barrier that roads potentially create wherever they dissect habitat » (St-Clair, 2003, p.1152). Les routes, chemins et autres infrastructures linéaires d'origine humaine peuvent donc être la cause d'importants filtres ou barrières dans le

paysage (McGregor, 2007 ; Forman et Alexander, 1998 ; McDonald, 2004), en plus d'une multitude d'autres impacts reliés à leur rôle de source. Cette question est d'ailleurs fort bien documentée ; deux revues de littérature consultées (Trombulak et Frissell, 1999, Spellerberg, 1998) détaillent ces différents impacts, que l'on retrouve en résumé dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Les effets des routes (Adapté de Trombulak et Frissell, 1999 et Spellerberg, 1998)

Effets généraux	Détails
Mortalités lors de la construction	<ul style="list-style-type: none"> - Mortalités directes de la faune, surtout les espèces lentes à se déplacer - Blessures possibles pour la faune adjacente aux travaux - Altération des conditions physiques sous la route
Mortalités par des collisions avec des véhicules	<ul style="list-style-type: none"> - La démographie de plusieurs espèces (invertébrés et vertébrés) est affectée - Les mesures de mitigation pour réduire la mortalité routière ne sont que partiellement fonctionnelles
Modifications aux comportements de la faune	<ul style="list-style-type: none"> - Engendre des changements dans les domaines vitaux, les patterns de mouvements, le succès reproductif, la réponse de fuite et l'état physiologique
Altérations aux environnements physiques et chimiques	<ul style="list-style-type: none"> - Engendre des changements pour la densité du sol, sa température, son humidité, les niveaux de luminosité, la quantité de poussière, les patterns hydrologiques, la sédimentation, et ajoute des métaux lourds (e.g. le plomb), du sel, des molécules organiques et des nutriments.
Espèces exotiques	<ul style="list-style-type: none"> - En modifiant les habitats, facilite la dispersion d'espèces exotiques et les menaces aux espèces indigènes
Augmentation de l'usage du territoire par l'humain	<ul style="list-style-type: none"> - En facilitant l'accès à des territoires, engendre l'augmentation de la chasse, de la pêche et des modifications aux paysages

Ces effets sont aussi présents dans les parcs nationaux québécois, comme le confirme notamment le passage suivant :

« Une large route asphaltée, le chemin des Collines, traverse le parc (NDLR parc national d'Oka) d'est en ouest. (...) Nous constatons aujourd'hui qu'elle constitue une source importante de mortalité animale, notamment pour certaines espèces herpétofauniques. » (Galois *et al.*, 2007, p.78).

La question de la fréquentation refait ici surface, car plusieurs des effets négatifs associés aux routes sont causés par son utilisation, un exemple évident en étant les mortalités par collision. Il semble cependant que l'effet de barrière soit principalement relié à la présence de la route elle-même (donc en excluant la fréquentation), à tout le moins pour les petits mammifères, tel que démontré dans l'étude de McGregor *et al.* (2007). L'auteur questionne ainsi l'efficacité des seules mesures de mitigations du trafic pour compenser l'effet barrière des routes.

Par ailleurs, il ne semble pas clair si la différence de surface (asphalte ou gravier) est un facteur à considérer dans l'analyse du rôle de filtre d'une infrastructure. Reynolds-Hogland *et al.* (2007), ont en effet observé dans une étude dans le sud des Appalaches (Caroline du Nord) que les ours noirs évitaient davantage les routes de gravier que celles en asphalte. De son côté, Haskell (2000) confirme dans une étude (Cherokee National Forest, aussi dans le sud des Appalaches) que la faune des macroinvertébrés est négativement affectée par la présence de routes non pavées. Ces effets au niveau des sols se feraient sentir jusqu'à 100 m dans la forêt adjacente.

Les corridors constituent donc un aspect complexe du paysage et encore une fois la perspective sous laquelle ils sont analysés joue un grand rôle. « That corridors have no universal rules should not really surprise us; it is a fact of most of ecology. » (Chetkiewicz *et al.* 2006, p.333)

En dernier lieu, on retrouve la matrice, la partie la plus présente d'un paysage, la trame de fond sur laquelle se déroulent les processus écologiques (Forman, 1995). Cet élément est lui aussi dépendant de la force et de la grandeur des lunettes avec lesquelles on observe le paysage : le grain et l'étendue détermineront le type précis de couvert qui constituera cette trame (Fragstats, 2008).

Deux choses doivent être précisées ici : premièrement, la matrice est généralement facile à identifier, mais pour certains paysages en transition, il arrive un point où il est difficile de la déterminer avec certitude. Deuxièmement, il est difficile de classer ou quantifier la matrice; on lui attribue cependant une résistance qui elle, peut être estimée (Forman, 1995). On reviendra sur ce point au chapitre sur les indicateurs. En résumé, les variables

présentes dans le paysage suscitent encore de nombreux questionnements, et les différents modèles qui existent tentent désormais d'inclure les facteurs d'échelle (spatio-temporelle) et les particularités reliées aux espèces observées.

2.4.2 Fragmentation et écologie du paysage

Le concept de la fragmentation décrit à la section 2.2.1 doit donc être modifié par les notions abordées aux points précédents. La figure 2.6 illustre un exemple de définition de la fragmentation dans un cadre tentant de prendre en compte le paysage.

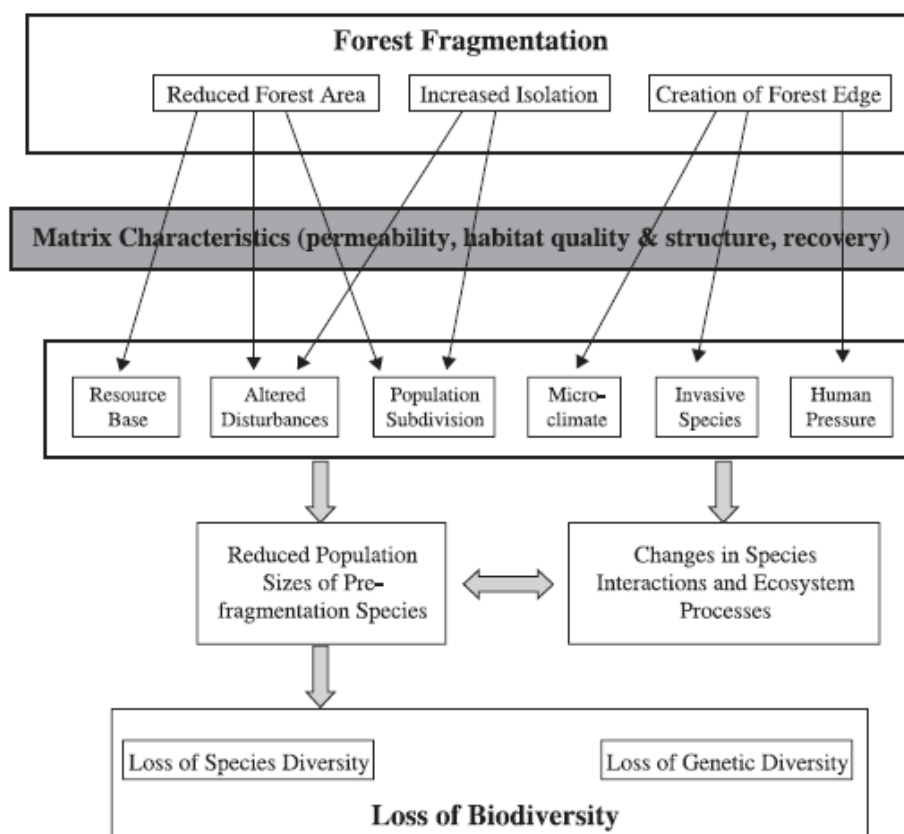


Figure 2.6 : Illustration schématique de la fragmentation (Tiré de Kupfer *et al.*, 2006, p.10)

De plus, le processus de fragmentation se voit divisé en plusieurs phases, qui permettent de mieux voir l'avancement du phénomène. On retrouve ces phases dans la figure 2.7 (l'habitat d'origine est représenté par du blanc alors que la perte d'habitat est en noir). Les effets complexes de la fragmentation sont de plus souvent associés aux conséquences

négatives des effets de bordure, même si comme on l'a vu plusieurs nuances doivent être apportées selon le contexte (Fahrig 2003). Ainsi, même si les effets de bordure peuvent augmenter la biodiversité en favorisant l'arrivée de nouvelles espèces dites « de bordure », « (...) this increase in species diversity that may result from habitat fragmentation may not be desirable from a conservation perspective » (Turner *et al.*, 2001, p.230).

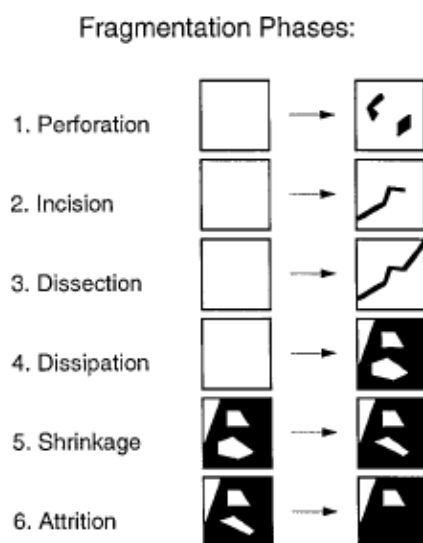


Figure 2.7 Les phases de la fragmentation (Tiré de Jaeger, 2000)

2.5 Cadre théorique retenu — synthèse

Ce rapide tour d'horizon des questions très complexes de morcellement et d'écologie du paysage permet de faire ressortir plusieurs points qui seront particulièrement utiles pour analyser les indicateurs à l'intérieur et à l'extérieur des parcs. En effet, comme il a été discuté dans le chapitre 1, les indicateurs doivent se baser sur des notions reconnues afin de déterminer ce qui sera considéré comme une situation qui s'améliore ou qui se détériore. Tout d'abord, plus particulièrement pour l'indicateur prévu pour l'intérieur des parcs, il semble raisonnable de considérer six points principaux. Premièrement, les infrastructures linéaires comme les routes et les chemins ont des impacts réels et négatifs sur l'environnement, même si ces effets peuvent être très variables d'un milieu et d'une espèce à l'autre (Trombulak et Frissell, 1999; Spellerberg, 1998; Forman et Alexander, 1998). Deuxièmement, ces infrastructures sont associées aux phases d'incision et de dissection du paysage. Troisièmement, des paysages de plus en plus divisés par la

dissection contiennent plus de lisières pour une même quantité d'habitat donnée (Fahrig, 2003). Cette conclusion n'est cependant pas valide pour les phases d'attrition et de réduction. Quatrièmement, des effets de bordure plus ou moins importants (encore une fois selon le milieu et les espèces en cause) sont associés à ces infrastructures.

« Theory portrays fragmentation as a spatial problem and focuses on dispersal among fragments, while empirical studies tend to suggest that fragmentation is more a matter of habitat degradation in which fragments undergoing changes in species composition for mainly edge-related reasons.” (Harrison et Bruna, 1999 p.229)

Cinquièmement, pour un habitat donné, une forme circulaire aura moins de lisières, alors qu'une forme très longue et étroite aura beaucoup de lisières. Sixièmement, en général, des parcelles plus grandes et plus hétérogènes vont pouvoir supporter plus d'espèces, même si la relation mathématique entre l'aire et le nombre d'espèces n'est pas suffisante pour expliquer le phénomène (Turner *et al.*, 2001).

Ensuite, pour l'extérieur des parcs, quatre points principaux peuvent être retenus. Premièrement, la matrice doit absolument être considérée dans l'évaluation quantitative d'un paysage (par exemple en lui accordant un facteur de résistance). Deuxièmement, des limites importantes existent concernant la quantification d'un paysage, soit en termes d'échelle spatiale (étendue et grain), soit en termes de perspective (une espèce en particulier). Troisièmement, un choix dans la méthode d'analyse doit être effectué pour représenter un paysage (analyse de la configuration spatiale des points, des réseaux linéaires ou des surfaces). Quatrièmement, l'analyse quantitative d'un paysage doit être faite selon des paramètres reliant le plus possible les patterns spatiaux avec les processus étudiés (McGarigall, 2008), c'est-à-dire en situant bien les limites et les contraintes des indicateurs mesurés, en considérant la dynamique de ces patterns (et non pas les voir comme statiques), en utilisant préférentiellement des mesures fonctionnelles plutôt que seulement structurelles, et en préférant les mesures avec des gradients plutôt que des mesures catégoriques.

Ce cadre théorique doit maintenant être placé dans le contexte des parcs québécois.

3. LA RÉALITÉ DES PARCS QUÉBÉCOIS

3.1 Les parcs nationaux québécois : concepts généraux

Les aires protégées abordées dans le présent travail possèdent une particularité importante : ils constituent un échantillon représentatif des régions naturelles du Québec définies selon le cadre écologique de référence du Ministère de l'Environnement, du Développement durable et des Parcs (MDDEP, 2008). Cet aspect implique que par définition, les contextes environnementaux internes et externes de chacun des parcs sont forts différents les uns des autres. De plus, la proximité de centres urbains est un facteur important pour certains parcs, tout comme la présence de plans d'eau limitrophes. Les parcs nationaux québécois situés au sud du Québec ont par ailleurs des dimensions souvent très modestes en regard de ce qui est considéré comme nécessaire pour la préservation à long terme des espèces. Gurd *et al.* (2000) considèrent à ce sujet que pour les réserves nationales du nord-est de l'Amérique du Nord, la dimension minimale recommandée est d'environ 5000 km², alors que la moyenne des parcs nationaux québécois est d'environ 250 km² (il n'y a que le Parc du Mont-Tremblant qui dépasse 1000 km²).



Figure 3.1 : Localisation des 22 parcs nationaux administrés par la Sépaq (MDDEP, 2008)

Cependant, un assemblage de milieu naturel protégé d'environ 2700 km² (incluant une ou des réserves, des corridors effectifs ainsi que des zones tampons suffisantes) constitue aussi selon les auteurs un objectif viable, d'où l'importance pour les parcs québécois de valoriser le plus possible les espaces naturels limitrophes.

Afin d'être conséquente avec le cadre théorique retenu discuté à la fin du chapitre précédent, l'analyse des indicateurs doit prendre en compte autant ces divers contextes que les éléments communs.

3.2 Un regard vers l'intérieur des parcs nationaux

3.2.1 Les infrastructures en cause

Les territoires respectifs des 22 parcs nationaux québécois gérés par la Sépaq comportent tous diverses infrastructures utilisées par les visiteurs ou à des fins de gestion. Ces infrastructures peuvent être divisées en deux grandes catégories géométriques : les aires accueillant les bâtiments, campings et stationnements, ainsi que l'ensemble des routes, chemins, accès et lignes électriques parcourant le territoire. On retrouve dans les tableaux 3.1 et 3.2 une description plus précise de ces différentes catégories.

Tableau 3.1 Les sites d'infrastructures présents dans les parcs
(Modifié de Comité sur l'intégrité écologique de Parcs Québec, 2005)

Catégorie d'infrastructure	Définition
Site de camping rustique	Site individuel aménagé pour le camping ou l'hébergement rustique (site de tente, plate-forme de tente, tente prospecteur).
Camping accessible en voiture	Terrain de camping avec services.
Bâtiment sans services	Bâtiment sans électricité et eau courante (refuge, toilettes sèches, relais, cabanon, etc.).
Bâtiment avec services	Bâtiment avec service d'électricité et/ou d'eau courante (chalet, garage, accueil, etc.).

Tableau 3.2 Les infrastructures linéaires présentes dans les parcs
(Modifié de Comité sur l'intégrité écologique de Parcs Québec, 2005)

Catégorie d'infrastructure	Définition
Sentier hivernal	Tout sentier dont la seule assignation est la randonnée hivernale à pied, en raquette ou en ski nordique. Ces sentiers sont fermés en été.
Sentier pédestre	Tout sentier dont la seule assignation est la randonnée pédestre estivale. Ces sentiers sont fermés en hiver.
Sentier bivalent	Sentier ouvert à l'année où l'assignation d'été se limite à la randonnée pédestre et l'assignation d'hiver se limite à la randonnée en raquette ou en ski nordique.
Sentier polyvalent Une saison	Sentier aménagé pour le vélo l'été et fermé l'hiver ou sentier aménagé pour le ski de fond l'hiver et fermé l'été.
Sentier polyvalent Toute saison	Sentier aménagé pour le vélo l'été et pour le ski de fond l'hiver.
Chemin forestier	Sentiers ou chemins accessibles en véhicule hors route (motoneige, VTT et/ou camion).
Ligne électrique	Toute section aérienne de fil et/ou poteau électrique destinée à desservir des bâtiments ou infrastructures.
Ligne à haute tension	Toute section aérienne de fil et de pylône de transport longue distance d'électricité.
Route	Chemin pavé ou en gravier accessible à tous les types de véhicule.

Note : les totaux en km n'étaient pas encore disponibles en 2008

Les tableaux précédents illustrent bien que les causes générales de morcellement à l'intérieur des parcs ne sont ni reliées aux coupes forestières, ni au développement des terres agricoles et ni aux zones urbanisées, mais bien aux immobilisations et aux infrastructures linéaires. Certaines exceptions découlant de contextes historiques doivent cependant être mentionnées ici, par exemple les parcs nationaux du Mont-St-Bruno et d'Oka qui comportent des reliques de zones agricoles et le parc national des îles de Boucherville où l'agriculture est encore présente.

Comme les causes de morcellement mentionnées plus haut (agriculture, foresterie, etc.) ne peuvent plus être envisagées à l'avenir pour l'intérieur des parcs (considérant le cadre réglementaire), les facteurs de fragmentation dorénavant possibles sont donc principalement l'incision et la dissection (Jaeger, 2006; McDonald, 2004; Forman, 1995) lors de l'ouverture de nouveaux liens (sentiers polyvalents, chemins, etc.) (Graillon, 2008). La discontinuité dans la connectivité fonctionnelle pour l'intérieur des parcs est donc directement reliée aux différentes capacités des espèces présentes de traverser ces filtres.

Il faut spécifier de plus que certains parcs sont traversés par des routes provinciales, alors que ces routes ne sont pas incluses à l'intérieur des limites du parc. En effet, le parc national des Grands-Jardins voit une partie de son territoire divisé par la route 381, alors que la route 299 coupe le parc national de la Gaspésie en son centre. Le parc national d'Oka voit lui aussi son territoire divisé, dans une moindre mesure cependant, par la route 344, tout comme le parc national du Mont-Orford, ce dernier par la route 141 dans sa portion Sud.

Ces routes beaucoup plus fréquentées que celles utilisées strictement par les visiteurs des parcs sont associées à une multitude d'effets négatifs décrits au chapitre 2. Mais qu'en est-il des autres infrastructures en place?

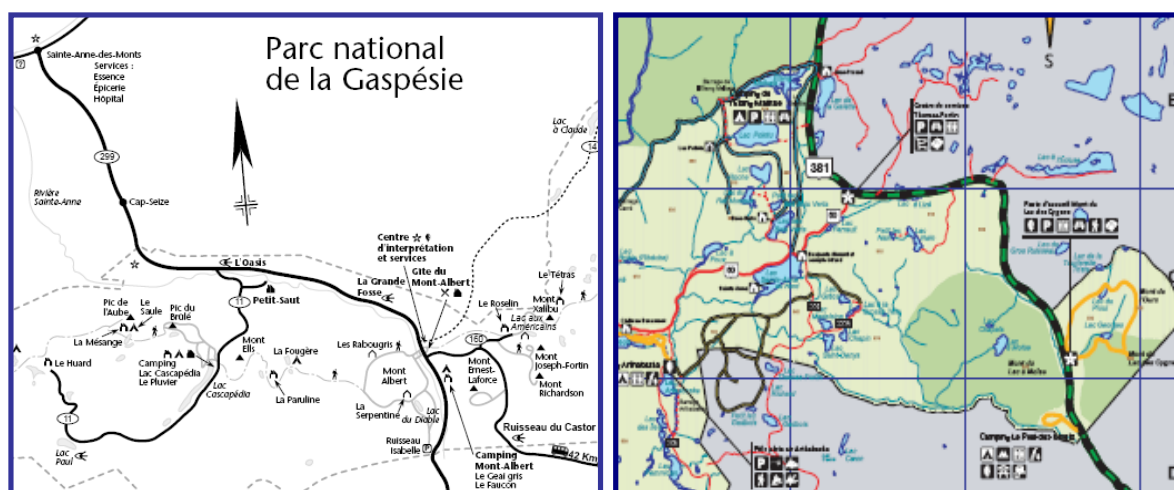


Figure 3.2 : Deux exemples de parcs nationaux traversés par des routes provinciales : à droite on retrouve la partie est du parc national des Grands-Jardins (Tiré de Sépaq, 2008)

3.2.2 Critères relatifs aux choix des infrastructures

Peut-on considérer qu'un sentier hivernal, c'est à dire n'étant utilisé l'hiver que pour la raquette, est agent de dissection ou d'incision? Ou plutôt, tel qu'on l'a vu, y a-t-il des effets de lisière pouvant être associés à ce type d'infrastructure? Quelle est la largeur minimale pour considérer que l'effet de bordure est présent? De plus, comme le contexte des parcs est très différent, y a-t-il une influence du milieu sur cette largeur minimale? (Est-ce qu'une infrastructure linéaire a le même impact dans une forêt de conifères très dense que dans une zone de taïga très ouverte?).

“At a landscape scale, the ubiquitous distribution of narrow, paved, secondary roads and powerline or railroad rights-of-way through forested areas raises the prospect of significant cumulative reduction in the potential abundance of forest-interior species.” (Rich *et al.*, 1994, p.1117)

Il existe de nombreuses et détaillées revues de littérature sur les impacts associés aux routes, chemins et lignes électriques (discutées dans le chapitre précédent), mais il semble n'y avoir que très peu d'études récentes analysant les effets de bordures associés aux sentiers. Miller *et al.* (1998), dans une étude réalisée au Colorado, constatent que des effets sur les d'oiseaux semblent être présents, mais les auteurs soulignent que l'origine de ces effets pourrait possiblement être l'importante fréquentation du secteur étudié plutôt que l'infrastructure elle-même. Lundqvist (2007) conclut quant à lui dans une étude de localisation par GPS des rennes en Suède que les sentiers ne semblent pas avoir d'effets, contrairement aux routes.

Une autre étude portant sur les déplacements des loups dans la région de Jasper (Alberta) arriva à la conclusion que les loups évitaient autant les sentiers très fréquentés que les routes très passantes (Whittington *et al.*, 2004). Selon les auteurs, cette conclusion relativement étonnante semble provenir du fait que les loups reconnaissent mal les dangers associés aux véhicules, alors qu'ils réagissent plus rapidement à la présence humaine. Contrairement aux routes, l'utilisation nocturne des sentiers (lorsque la fréquentation est nulle, sauf exception) est cependant plus propice pour la faune. L'angle sous lequel sont analysés les impacts des sentiers (marche, vélo, ski, etc.) est déterminant. Les études précédemment mentionnées semblent corroborer l'hypothèse que plus un sentier est utilisé, plus les impacts sur l'environnement sont importants et étendus. Par contre, comme on l'a vu, les effets de lisière sont principalement engendrés

par des modifications aux conditions physico-chimiques du milieu; peut-on dans ce cas considérer comme indistincts ces effets et ceux liés à la fréquentation?

Comme l'objectif de notre propos n'est pas d'analyser le contexte d'un indicateur décrivant les dérangements de la faune dus à la fréquentation d'une infrastructure (comme il a déjà été mentionné, ceci peut être réalisée autrement, et de façon complémentaire), mais bien d'étudier les impacts directs associés aux infrastructures elles-mêmes, la distinction sera retenue. Ceci permet aussi de considérer les infrastructures sur un même pied d'égalité pour tous les parcs, alors que le fait d'inclure la fréquentation dans le même indicateur implique nécessairement une grande variabilité d'un parc à l'autre, pour une même infrastructure. On n'a qu'à penser à la différence de fréquentation entre le parc national d'Anticosti et le parc national des Îles de Boucherville pour s'en convaincre.

Ainsi, la question de la largeur devient un des principaux critères à regarder. Cette considération est particulièrement complexe pour les sentiers polyvalents. En effet, à partir de quelle largeur y a-t-il des effets de lisière observables? Rich *et al.* (1994) mentionnent que des effets sur les oiseaux semblent observables pour des corridors de 23 m, 16 m et même 8 m de largeur. Dans cette même étude, on souligne que 10 m est souvent le critère utilisé pour délimiter des zones de forêt, puisque des trouées de quelques mètres sont souvent présentes naturellement. Debonski et Holt (2000) considèrent quant à eux qu'un corridor (dans un habitat forestier continu) d'une largeur de 50 m est suffisant pour faire obstacles à de nombreuses espèces. Les routes et les chemins forestiers semblent donc pouvoir être inclus selon ces largeurs minimales.

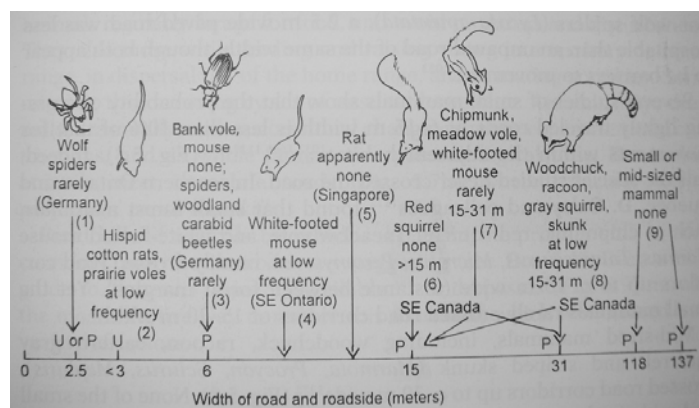


Figure 3.3 : Espèces affectées en fonction de la largeur de corridors routiers. (Les chiffres entre parenthèses indiquent des références) (Tiré de Forman, 1995, p. 163)

« (...) les études précédentes semblent bel et bien confirmer le fait que les trouées engendrent des barrières au mouvement des oiseaux forestiers et autres animaux. Même des routes étroites et peu fréquentées causent une barrière détectable pour certaines espèces. » (St-Clair, 2003)

Ensuite, la surface doit être aussi regardée : un sentier de 4 m de large utilisé pour le ski de fond, mais comportant une surface qui est composée de végétation le restant de l'année, n'aura probablement pas le même impact qu'un sentier de même largeur recouvert d'asphalte ou de gravier. L'artificialisation de la surface pourrait donc être considérée comme une variable importante. De plus, un sentier utilisé uniquement l'hiver et laissé à l'état naturel l'été risque de n'avoir des impacts sur la faune que lors des quelques mois de cette saison ; l'effet de filtre diffère ainsi d'une saison à l'autre.

Dans le même ordre d'idée, la présence de fossés doit aussi être prise en compte pour la question de la surface, vu les modifications importantes aux régimes hydrologiques nécessairement engendrés par le creusage et l'entretien de fossés. Il s'agit aussi d'un obstacle physique supplémentaire.

D'autre part, la présence d'une canopée continue (et donc d'un couvert forestier sans trouée) implique nécessairement qu'il n'y a pas ou très peu d'effet de bordure relié à l'infrastructure (pas de différence dans le bilan radiatif, par exemple) (Gustafson, 1994).

« I found that roads with more open canopies had significantly steeper declines in litter depth. This is consistent with the hypothesis that increased exposure to solar energy is partially responsible for the thinning of the litter layer. » (Haskell, 2000, p.62)

Cette considération est importante puisque certains sentiers multiusages, en plus d'une surface non artificialisée, comportent une canopée quasi continue, alors que d'autres sentiers polyvalents engendrent une percée de plusieurs mètres dans le couvert forestier (observation personnelle).

En parallèle aux critères pour le choix des infrastructures linéaires se trouve cependant une question d'importance : quel rôle donne-t-on à l'autre grand réseau linéaire présent dans tous les parcs, soit l'hydrographie? La superposition de ces deux réseaux linéaires peut signifier des connectivités structurelles et fonctionnelles très variables; plusieurs études confirment en effet que les rivières constituent des obstacles infranchissables pour plusieurs espèces (St-Clair, 2003). Par exemple, pour une espèce A voyant les routes et

les rivières comme des barrières, un réseau routier donné superposé à un réseau hydrographique de faible étendue aura fort probablement moins d'effets que le même réseau routier superposé à un réseau hydrographique très étendu. En d'autres mots, une synergie peut exister entre deux types de réseaux linéaires et multiplier leurs effets respectifs. Ainsi, si l'indicateur pour l'intérieur des parcs veut quantifier le niveau de morcellement total, la matrice (et donc l'hydrographie) se doit d'être considérée dans les calculs et non pas seulement le réseau linéaire d'infrastructure.

En conclusion, il apparaît donc que les infrastructures linéaires retenues pour le calcul de l'indice ne doivent pas être considérées en fonction de leur fréquentation, mais bien en terme de leurs caractéristiques physiques qui engendrent de réels effets de bordure (largeur suffisante, présence de fossés, présence d'une canopée discontinue, surface artificielle ou naturelle). Les routes et chemins forestiers peuvent d'ores et déjà être inclus dans cette description, alors qu'une analyse détaillée pour les sentiers multiusages de chaque parc devrait être envisagée. De plus, il existe une nuance importante entre la quantification précise du niveau de morcellement d'un parc et le fait d'analyser la répartition des infrastructures à long terme. On ne saurait trop insister sur cet aspect, puisque le premier ne peut être fait sans prendre en compte la matrice.

3.3 Un regard vers l'extérieur des parcs nationaux

La limite d'un parc national signifie que le territoire change soudainement de statut au niveau légal. La Loi sur les parcs ne s'applique plus, et le milieu naturel se retrouve dans un cadre légal plus général de protection de l'environnement (Loi sur la qualité de l'environnement, Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, etc.). Cependant, les patterns de mouvements, d'échanges et de flux d'énergie au cœur des écosystèmes des parcs ont peu à voir avec ces délimitations virtuelles.

3.3.1 Les parcs : des îlots de nature protégée?

Il est intéressant de noter que le concept de parc national s'est souvent fait associer au concept des îlots. Tel que discuté au chapitre 1, il y a cependant un risque à comparer ces deux notions. L'absence de la matrice est encore soulevée ici.

« Le problème survient puisqu'un parc diffère d'une manière biologique très substantielle d'un îlot conventionnel entouré d'eau. L'îlot conventionnel n'est pas entouré d'un habitat riche en organismes capables de parcourir son territoire (...) et de le bombarder avec des juvéniles pouvant s'y établir. » (Adapté de Janzen, 1983, p.403)

Cependant, au sens figuré, l'analogie des îlots permet facilement d'illustrer qu'à l'extérieur des limites du parc, les pressions sur les milieux naturels peuvent être très fortes. L'UQCN (aujourd'hui Nature Québec) concluait d'ailleurs en 2005 qu'une des principales menaces pour les parcs nationaux québécois était la fragmentation forestière des territoires limitrophes, ainsi que les pressions de développement (UQCN, 2005). C'est pourquoi il a été mentionné auparavant que la proximité de centres urbains (ou de lieux étendus de développements de villégiature) est un facteur important, tout comme les grandes étendues agricoles limitrophes.

La Stratégie québécoise sur la biodiversité biologique 2004-2007 souligne aussi que la fragmentation forestière dans le sud du Québec est une véritable problématique. En effet, la grande majorité des MRC dans la vallée du St-Laurent est considérée comme ayant une superficie forestière inférieure à 50% et une vingtaine de MRC affichent même un taux inférieur à 30%, ce qui peut être considéré comme on l'a vu comme un seuil critique (voir figure 3.4). « On estime que dans les basses-terres du Saint-Laurent, le taux du couvert forestier se situerait autour de 29 % » (MDDEP, 2004, p.58). Les parcs les plus touchés par la question des pressions périphériques seraient donc ceux que l'on retrouve dans la vallée du St-Laurent (voir figure 3.1). Cependant, les parcs entourés d'une mosaïque forestière subissent eux aussi des effets liés au morcellement de leur territoire adjacent lors de coupes forestières importantes (UQCN, 2005). De plus, certains autres parcs font face à d'importantes pressions reliées au développement de la villégiature (e.g. les parcs nationaux du Mont-Tremblant et du Mont-Orford). L'objectif du présent ouvrage n'est cependant pas d'analyser en détail les pressions périphériques pour chacun des parcs, une tâche vaste et complexe (voir à ce sujet les thèses de Doyle (1992) et Keough (1997) sur des parcs nationaux canadiens, ainsi que Tardif (1999), dont le chapitre 2 porte précisément sur la description des pressions périphériques et leurs impacts sur les parcs québécois), ni de voir si des événements ponctuels découlant de ces pressions peuvent avoir des impacts notables, mais bien de relever les éléments clés liés au calcul d'un indice touchant les terres environnantes et utilisant des notions associées à la

fragmentation. Une des questions fondamentales à ce sujet est ainsi le concept des limites de la zone périphérique.

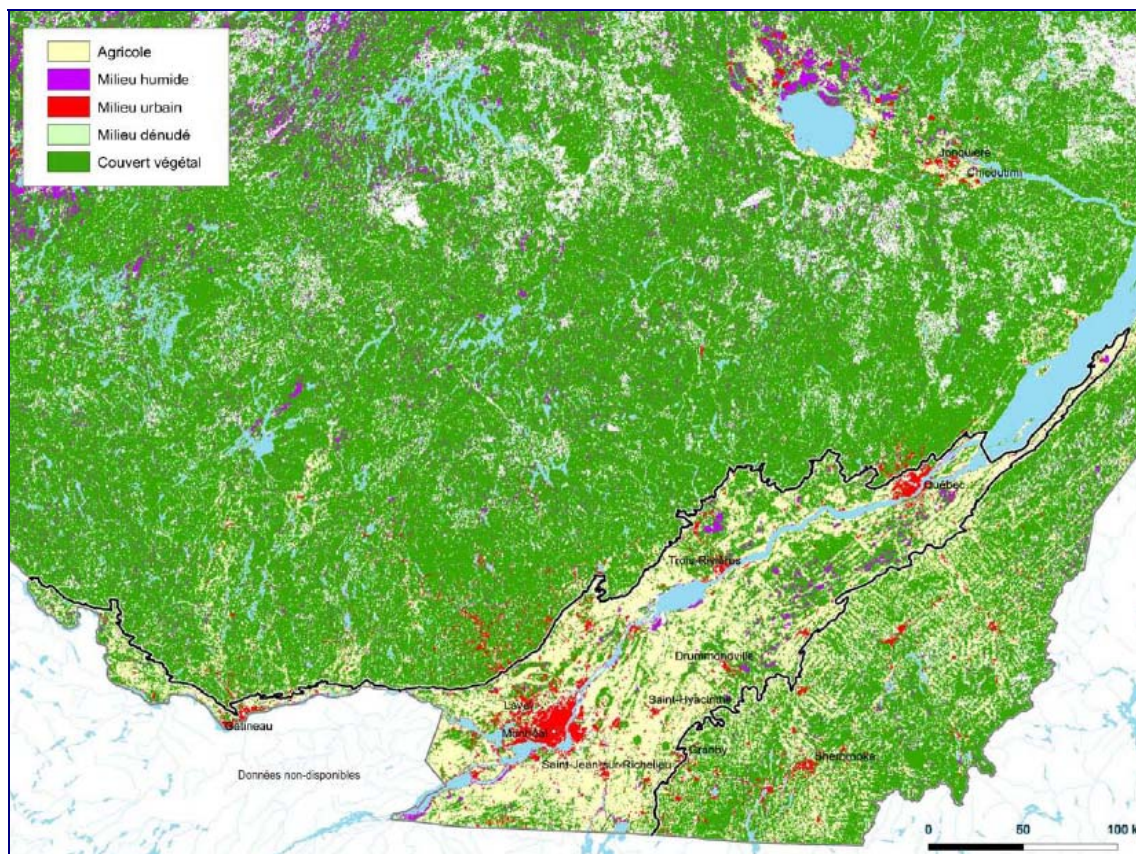


Figure 3.4 : Illustration des impacts de l'utilisation du sol dans la vallée du St-Laurent (Tiré de Conservation de la Nature, 2008)

3.3.2 L'ampleur de la zone périphérique

"No national park boundary is large enough to encompass an entire ecosystem, and many stresses affecting the ecosystem originate beyond park boundaries. (Zorn *et al.*, 2001, p.357)

Du rapport de Nature Québec (2005), qui recommande d'interdire les projets domiciliaires à moins de 1000 m des limites d'un parc national, au principe de gestion des écosystèmes (Parcs Canada, 2008b) qui peut englober des centaines de kilomètres carrés de territoires limitrophes, il n'existe pas de façon aisée de définir ce qui constitue une zone "tampon" acceptable pour un parc national. Encore une fois la perspective et les objectifs poursuivis sont les questions fondamentales pour choisir l'étendue de la zone à étudier. Concernant la perspective, le choix peut être fait selon un angle anthropocentriste, écologique, ou

théorique. La perspective anthropocentriste comprend toutes les manières humaines de diviser le territoire adjacent au parc, c'est-à-dire l'ensemble des limites administratives, cadastrales, etc. Cet angle est fondamental en termes de concertation des acteurs et de gestion du territoire, mais est peu adapté à une analyse spatiale, puisque les limites représentent rarement des éléments biophysiques des lieux.

La perspective écologique constitue quant à elle une manière de considérer le rôle du milieu naturel comme central, et donc de réaliser les analyses selon des critères s'y rapportant. Le parc national du Canada de Pukaskwa a par exemple défini sa zone périphérique en fonction des bassins versants comprenant son territoire (Zorn *et al.*, 2001). Le parc national du Canada de la Mauricie délimite quant à lui sa zone d'analyse spatiale périphérique en fonction du domaine vital du loup gris, qui est estimé à 100 km par 100 km (Poitevin, 2008).

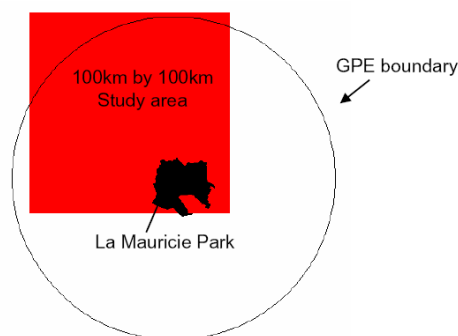


Figure 3.5 : Illustration de la zone d'analyse spatiale périphérique du parc national de la Mauricie (GPE est pour *Greater Park Ecosystem*) (Source : Poitevin, 2008)

Cette perspective signifie que le loup gris est considéré comme une espèce “parapluie”, ou indicatrice de l'ampleur des perturbations affectant l'écosystème régional de ce parc, cette espèce étant au sommet de la chaîne alimentaire. Le choix d'une telle espèce n'est cependant pas toujours possible vu les particularités régionales de certains parcs nationaux québécois (Graillon, 2008).

Une dernière méthode pouvant être appliquée à l'ampleur de la zone d'analyse est simplement de déterminer une zone théorique arbitraire maximale à l'intérieur de laquelle le suivi a lieu. Cette méthode est intéressante lorsque des analyses détaillées n'ont pas

déjà eu lieu pour déterminer l'ampleur des écosystèmes régionaux de chacun des parcs (comme le cas des parcs nationaux québécois).

« However, one must parameterize this metric by selecting a threshold distance that determines how proximate the buffer region will be. The optimal buffer distance should reflect the dispersal capacity of the organism, but this capacity is species-specific and often unknown, and the buffer distance must be set arbitrarily ». (Bender *et al.*, 2003, p.20)

En effet, ces analyses font généralement l'objet d'importants travaux de recherches (par exemple l'étude du grand écosystème du parc national du Canada de Gros Morne (Keough, thèse, 1997). Certains auteurs reconnaissent d'ailleurs qu'au-delà d'une certaine distance, les effets sur le parc lui-même ne présentent plus une grande différence.

“Thus, while a study area outside the park defined by a 50 km distance may be somewhat arbitrary, we believe that the results of our analysis, and subsequent management implications, would not change substantially if another distance less than 100 km from the park boundary were chosen to define the study area” (Wiersma *et al.*, 2004, p.776)

Les objectifs poursuivis constituent l'autre partie importante du choix relatif aux zones périphériques. Dans le cas présent, l'objectif principal est de déterminer un rayon d'analyse suffisant pour appliquer l'indicateur aux territoires limitrophes de la majorité des parcs du réseau, dotés de contextes très divers. Ainsi, une nuance importante peut être faite entre le fait de déterminer la zone périphérique “globale” (ou le grand écosystème de parc, qui pourrait par exemple être analysée en regard de certaines méthodes reconnues, comme la méthode ABC (analyse des facteurs abiotiques, biotiques et culturels) utilisée par Parcs Canada (Bastedo *et al.*, 1984), et le fait de choisir une étendue pour appliquer un indicateur.

Lorsqu'il y a peu d'informations spatiales existant sur l'ensemble des pressions périphériques (et surtout de leur gradation dans l'espace), il est donc difficile de choisir une limite précise pour les zones périphériques. « It is well established, however, that many ecological and environmental conditions are best characterized as gradients » (Gustafson, 1998, p.153).

De plus, l'ampleur de cette zone est fondamentale pour l'analyse de la situation de chaque parc, puisque les particularités du territoire périphérique sont déterminantes pour le parc lui-même.

“Moreover, species richness within parks was correlated with the characteristics of the 100 km² buffer surrounding the parks as strongly as, or more strongly than, it was correlated with park characteristics.” (Rivard *et al*, 2000, p.1105)

3.3.3 Les éléments à considérer pour les calculs

Lorsque l’ampleur de la zone périphérique est choisie (l’étendue), la seconde étape consiste à considérer le choix du grain, c’est-à-dire la précision de l’analyse du territoire observé. Il n’existe pas actuellement de relevés classifiant précisément tous les types d’utilisation du sol à l’extérieur des parcs nationaux québécois (Graillon, 2008). Ce travail devra donc être réalisé au préalable. On entend par classification des utilisations du sol une analyse spatiale d’images satellites ou des données disponibles (par exemple par la Banque de données topographiques du Québec, BDTQ) effectuée grâce à des logiciels comme PCI 10.0 de Geomatica™ pour le traitement des images satellitaires. Un exemple de cette classification est présentée dans le travail de FRAGMATIK (voir figure 3.6), où des données matricielles (images) et vectorielles (lignes et polygones) sont utilisées.

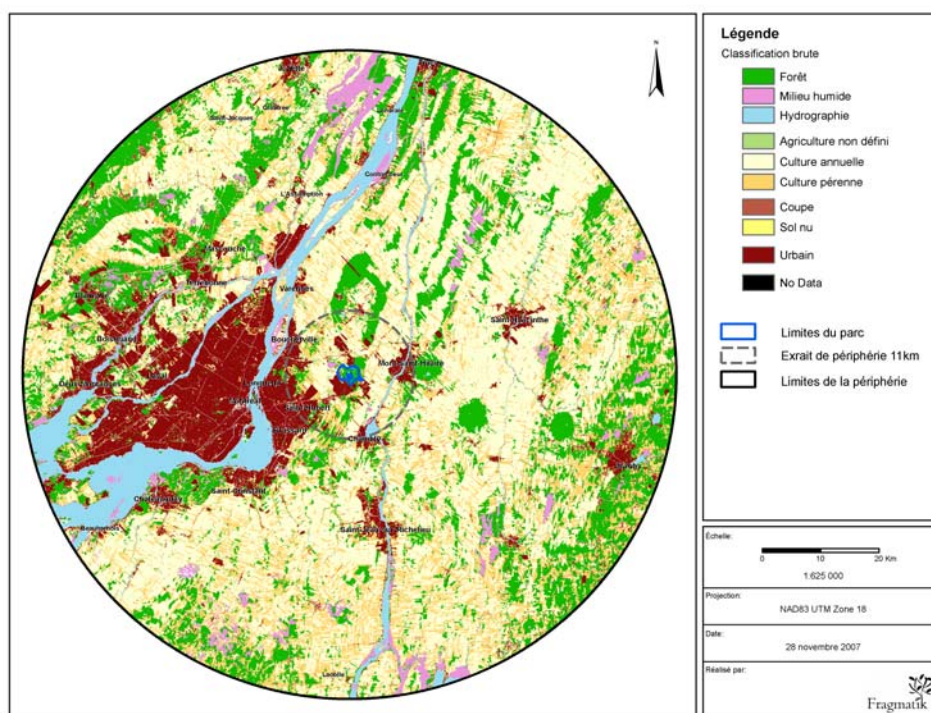


Figure 3.6 : Un exemple de classification pour les utilisations du sol autour du parc national du Mont St-Bruno (Tiré de Fragmatik, 2008)

Ainsi, contrairement au contexte interne des parcs, où les réseaux d'infrastructures linéaires contrastent avec le milieu naturel environnant, la zone extérieure des parcs ressemble plutôt à une mosaïque d'environnements hétérogènes qui peuvent jouer un rôle très différent pour les connectivités fonctionnelles des espèces présentes. Un choix de modélisation du paysage tenant compte de cet aspect devra donc être fait.

Certaines questions apparaissent cependant en regard de la classification des zones périphériques. En effet, de nombreux parcs sont soit complètement entourés d'eau, soit en bonne partie (e.g. parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé, parc national des Îles de Boucherville, parc national de Plaisance, parc national de Pointe-Taillon). Quel statut accorde-t-on à la zone côtière du parc national du Bic? Et si elle est exclue, comment délimite-t-on précisément le littoral au niveau de la classification des images (par exemple au niveau des marées, qui peuvent être importantes à cet endroit). Par ailleurs, certains parcs (par exemple le parc national de la Jacques-Cartier et le parc national du Mont-Tremblant) comportent une matrice limitrophe majoritairement composée de forêt sous contrat d'exploitation. Les coupes forestières viendront donc modifier de façon cyclique et de façon importante l'habitat. Les analyses d'images doivent donc tenir compte de cette variable, puisque le résultat d'une année à l'autre peut se révéler fort différent, si d'importantes coupes ont lieu dans la zone périphérique retenue. Les variations dans le calcul de l'indice dépendent donc de comment sont classifiées les différents stades de régénération de parcelles forestières exploitées. Du côté des parcs ayant une périphérie marquée par l'urbanisation (e.g. le parc national du Mont-St-Bruno), la question n'est pas tant de voir comment les différentes classes du sol sont établies, mais bien de voir comment les zones développées se comportent à long terme. En effet, à partir de quel moment considère-t-on que la zone périphérique a atteint un point de saturation par rapport à son développement? Et si ce point est atteint, comment sera interprété à long terme la stabilité de l'indice, puisque la situation ne peut plus se détériorer? Ainsi, l'analyse quantitative concernant l'extérieur des parcs se révèle plus complexe que celle pour l'intérieur. Contrairement aux calculs associés aux territoires internes des parcs, où la matrice peut être considérée comme homogène (si on ne veut que quantifier la répartition des infrastructures linéaires, en excluant une quantification du niveau de fragmentation relatif à chaque espèce), la matrice joue cette fois un rôle déterminant pour les calculs.

4. LES INDICATEURS PROPOSÉS

Suite aux considérations des trois chapitres précédents, il est maintenant temps d'aborder plus précisément les possibilités mathématiques de la caractérisation du territoire à l'intérieur et à l'extérieur des parcs.

4.1 Concepts généraux

« One way to escape the vagueness associated with the biodiversity issue is to identify measurable attributes or indicators of biodiversity for use in environmental inventory, monitoring and assessment programs. » (Noss, 1990, p. 356)

L'utilisation d'indicateurs pour quantifier ou qualifier l'environnement est un concept qui date du début du XXe siècle, alors que certaines plantes furent associées à de larges zones géographiques (Carignan *et al.*, 2002). Les avantages présentés par l'utilisation des indicateurs en termes de coûts, d'efficacité et de communication font qu'encore aujourd'hui cette méthode est largement utilisée au niveau des paysages.

4.1.1 Indicateurs, modélisation et paysages

« The question « What are we monitoring or assessing, and why? » is fundamental to selecting appropriate indicators. » (Noss, 1990, p. 358). La grande diversité et complexité du monde des indicateurs peut aisément égarer la personne désirant suivre un phénomène à l'aide d'indicateurs. C'est pourquoi le principal critère pour le choix d'un indicateur concerne le questionnement de départ : est-il précisément et clairement défini? On ne peut trop insister sur cet aspect, puisqu'une somme importante d'énergie peut être consacrée au suivi d'un indicateur et que les résultats ultérieurs doivent absolument pouvoir être interprétés selon une hypothèse de départ sans ambiguïté. Cette première étape obligatoire sera donc regardée tant pour l'indicateur à l'intérieur des parcs que pour celui à l'extérieur.

De plus, les indicateurs peuvent analyser différentes parties d'un écosystème; on en dénombre généralement trois (Dale et Beyeler, 2001) : la composition, la structure et la fonction. Chacune de ces parties peut être regardée à l'échelle du paysage, de la communauté et de la population.

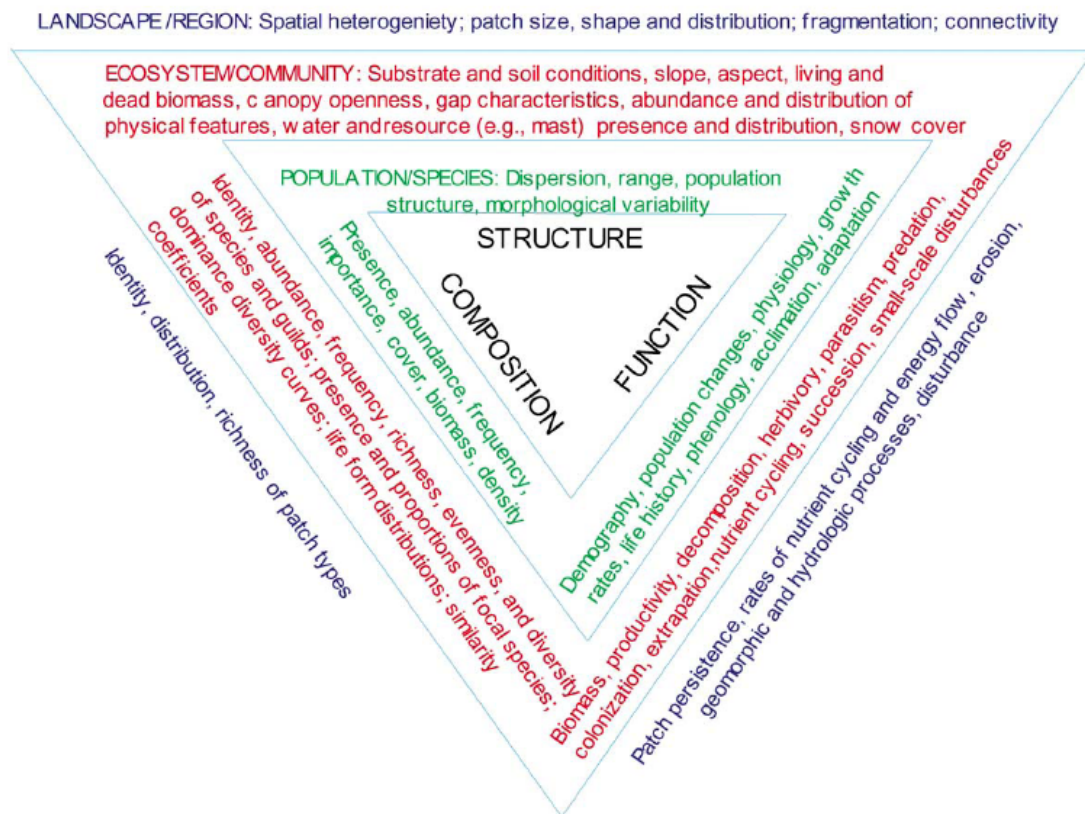


Figure 4.1 : Les composantes clés d'un écosystème. (Tiré de Dale et Beyeler, 2001, p. 5)

Chaque indicateur peut ainsi se situer dans une de ces trois catégories. L'erreur souvent commise est d'utiliser un indicateur d'une catégorie et l'analyser en fonction d'une autre catégorie (voir la section 4.1.3). La seconde étape pour le choix des indicateurs de paysages est donc de bien situer la catégorie analysée.

Une fois que l'objectif de base est clairement déterminé et que l'on a positionné l'indicateur au niveau des composantes de l'écosystème, la source et la manière de traiter les données doivent être considérées. On a vu à la section 2.4.1 qu'il existait différentes façons de regarder un paysage (analyse des patterns de points, de réseaux linéaires ou de patterns de surface). Une quatrième est ajoutée ici. Il s'agit de l'analyse des images obtenues par la voie des airs (photographies aériennes, télédétection par satellites). Cette dernière est souvent utilisée pour l'analyse des endroits où les données géographiques informatisées (vectorielles) ne sont pas disponibles, ou pour des analyses plus poussées (e.g. analyse de la couverture végétale par infrarouge). Les trois types d'analyses mentionnées précédemment utilisent quant à eux des données vectorielles qui peuvent

être cartographiées sous forme de points, de paysages « binaires » (surfaces ou lignes) ou de mosaïques, alors que les images sont constituées de matrices de pixels (d'où le nom de données matricielles, ou "raster").

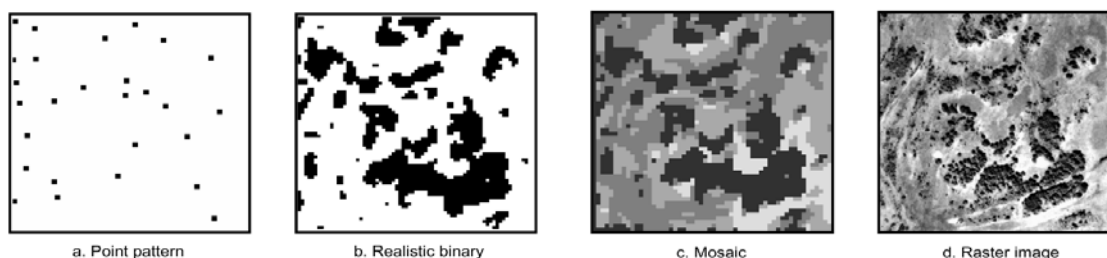


Figure 4.2 : Illustration des différentes façons de représenter des données. (Tiré de Bender *et al.*, 2003, p. 19)

Un choix doit être ainsi fait au niveau de l'échelle de l'analyse, ainsi qu'au niveau de la systématisation des données pour les cartes. En plus de l'étendue et du grain, le type de représentation influencera grandement l'aspect quantitatif, puisque pour chaque type de graphe on peut associer différentes analyses de patterns. Par exemple, une quantification d'un paysage à l'aide d'un indice dérivé de la théorie biogéographique des îlots pourrait cadrer dans un paysage binaire, alors qu'un indice basé sur une image satellite pourrait plutôt quantifier les patterns d'agrégation de pixels (Fragstats, 2008).

4.1.2 Critères généraux pour les indicateurs

En plus de ces notions de base, Noss (1990) et Dale et Beyeler (2001) définissent plusieurs critères généraux pour le choix des indicateurs. Les parcs nationaux américains se basent d'ailleurs sur les critères élaborés par ce dernier pour le choix de leurs propres indicateurs (*National Park Service*, 2008a). Ces critères peuvent se résumer à cinq idées principales : a) l'indicateur doit être facile à mesurer et efficace en termes de coûts; b) il doit être assez sensible pour suivre un phénomène d'une manière connue et continue dans le temps, et de sonner l'alarme rapidement; c) il doit être relativement indépendant de la grandeur de l'échantillonnage; d) il doit être capable de distinguer les cycles naturels des changements induits par des stress anthropiques et e) il doit être pertinent par rapport au phénomène écologique observé. Il est peu probable cependant qu'un seul indicateur respecte tous ces critères, c'est pourquoi il est nécessaire de mettre en place un

ensemble d'indicateurs, applicables à un large spectre d'habitats et intégrant plusieurs niveaux environnementaux (faune, flore, air, sols, etc.).

4.1.3 Exemples d'indicateurs

On retrouve dans le tableau 4.1 des exemples communs de mesures qui visent les attributs des parcelles (aire, forme) et la répartition spatiale de ces parcelles sur un territoire donné. Ces indicateurs sont associés à la structure d'un paysage.

Tableau 4.1 : Exemples d'indicateurs structurels (Modifié de Fragstats, 2008)

Paramètre observé	Type	Description
Aire	Parcelles	Aire de la parcelle
		Périmètre de la parcelle
		Rayon de rotation
	Classes du paysage ou Mesures du paysage	Aire totale (classe)
		Pourcentage de territoire
		Nombre de parcelles
		Densité des parcelles
		Bordure totale
		Densité des bordures
Forme	Mesures des parcelles	Ratio aire-périmètre
		Indice de la dimension fractale
		Indice de la linéarité
	Classes du paysage ou Mesures du paysage	Ratio périmètre-aire (dimension fractale)
		Ratio périmètre-aire (distribution)
		Indice de la dimension des formes
		Indice de la distribution fractale
		Indice de la distribution linéaire
		Indice de distribution de la contiguïté
Connectivité	Mesures du paysage	Indice de la cohésion des parcelles
		Indice de connexion
		Indice des traverses

4.1.4 Limites et erreurs associées aux indicateurs de paysage

Li et Wu (2004) soulignent que trois types de problématiques existent en rapport à l'utilisation d'indicateurs de paysages. Au niveau des paysages, on retrouve les questions litigieuses soulignées à la section 2.3, soit les questions d'échelle et de validité ou de pertinence des liens entre processus écologiques et répartition spatiale. Au niveau des indices eux-mêmes, les difficultés reliées à l'observation de phénomènes souvent non linéaires, ambigus ou sujets à des seuils critiques sont mentionnées. L'analyse de ces indices comporte aussi ses lots d'erreurs possibles, par exemple au niveau des corrélations incertaines entre calculs des indices et processus analysés.

La figure 4.3 résume les différentes erreurs qui dérivent de ces trois problématiques.

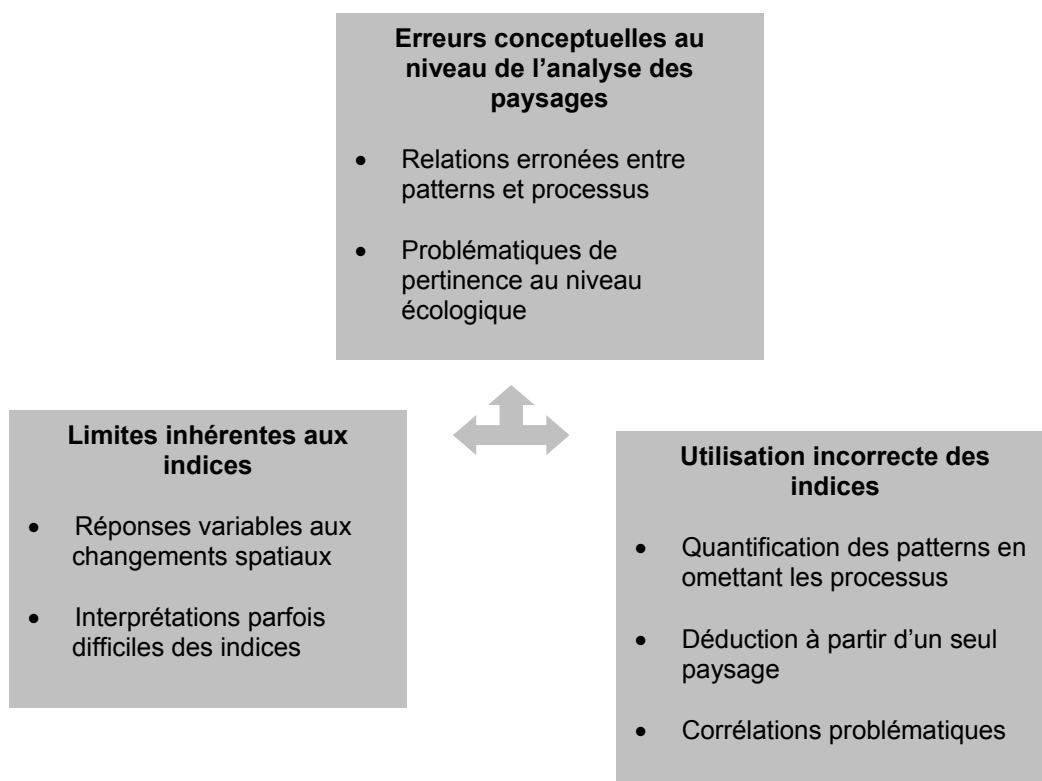


Figure 4.3 : Les problématiques associées aux indicateurs du paysage (Adapté de Li et Wu, 2004, p.390)

4.2 Indicateur pour l'intérieur des parcs

Le concept de fragmentation étant ainsi très complexe (différentes phases, dépendance aux facteurs d'échelle, aux espèces regardées et aux types de milieux observés, etc.), il convient ici de revenir sur l'objectif de base de cet indice, étape fondamentale dans le choix d'un indicateur.

Tel que discuté dans la mise en contexte, l'indicateur "Densité des infrastructures" mesure l'évolution de la proportion de la présence de ces infrastructures sur les territoires des parcs. Cependant, cela n'indique en rien si ces infrastructures se concentrent (considéré ici comme une évolution positive) ou plutôt si elles se dispersent (considéré comme une évolution négative, vu la multiplication des effets de bordure).

On ne cherche donc pas tant à donner une "note" au niveau de la fragmentation d'un parc, ce qui demanderait probablement des études beaucoup plus approfondies (en regard notamment des très grandes différences qui existent entre les 22 parcs sous la responsabilité de Parcs Québec), que de voir à long terme comment se répartissent les infrastructures sur les différents territoires (Graillon, 2008).

L'objectif est donc clairement de se concentrer sur les effets généraux de l'artificialisation résultant des infrastructures et non pas d'analyser précisément le morcellement du milieu global. Cette distinction est importante, puisque cela situe donc cet indicateur comme un indice de structure (voir figure 4.1).

Cette perspective plus large sur la question permet de plus de recentrer la réflexion sur les approches de gestion; en effet, le résultat obtenu est directement relié à la manière dont les projets sont réalisés (préfère-t-on densifier les infrastructures, ou créer de nouveaux accès tels que route et chemins?). On retrouve ainsi un des objectifs clés du PSIE, soit d'améliorer la gestion de la protection des parcs grâce à de meilleures informations.

"Our results suggest that management should focus on direct human interventions, such as (...) habitat fragmentation, in parks and surrounding areas." (Rivard *et al.*, 2001, p.1099)

4.2.1 Critères particuliers à respecter pour cet indicateur

Comme il a été constaté dans l'analyse des infrastructures des parcs (chapitre 3), la situation sur ces territoires est très particulière et les phénomènes futurs de fragmentation seront tous reliés en grande partie aux phases d'incision et de dissection (Graillon, 2008).

Ainsi, l'indice décrivant cette situation devrait, en plus de respecter les critères généraux de la section 4.1.2 :

- a) ne pas être redondant avec l'indicateur "Densité des Infrastructures", i.e. il ne devrait pas varier de façon proportionnelle avec cet indice;
- b) tenir compte des deux phases de fragmentation identifiées précédemment et rendre compte de leur augmentation ou de leur diminution;
- c) résulter en un nombre variant de façon congrue avec les grandeurs de parcs;
- d) résulter en un nombre pouvant être comparé d'un parc à l'autre;
- e) les calculs menant à l'indice ne devraient pas dépendre idéalement d'un logiciel particulier, afin de ne pas être liés à une technologie, et être reproductibles à long terme;
- f) être basé sur la littérature scientifique ou sur des concepts crédibles et justifiés.

De plus, comme plusieurs routes et chemins dans les parcs sont des culs de sacs (menant par exemple à des lacs ou étangs de pêche), on ne saurait trop insister sur le phénomène d'incision. En effet, pour plusieurs méthodes de calculs d'indices de fragmentation, seules les aires des parcelles sont utilisées. Ceci implique qu'une parcelle n'est définie que par les routes qui la traversent complètement. On se retrouve donc avec la problématique qu'une grande parcelle sans infrastructure dotée d'une aire X est considérée comme équivalente à une parcelle dotée de la même aire, mais comportant une multitude d'allers-retours de plusieurs kilomètres. Ces allers-retours ne sont pas suffisants pour créer de nouvelles parcelles, mais multiplient les effets de bordure sur le

milieu naturel; ils doivent donc être inclus dans les calculs. L'utilisation du périmètre peut dans ce cas être une solution.

Par ailleurs, le tableau 4.1 illustre la grande variété d'indices structurels possibles. Ceci implique nécessairement qu'il n'y a pas qu'un seul indicateur pouvant faire l'affaire. Un exemple d'indicateur géométrique est décrit dans la prochaine section.

“As long as you are clear in what you are measuring and why you think it's important, I don't think there is a single best metric for measuring the degradation caused by infrastructure.” (St. Clair, communication personnelle, 2008)

4.2.2 Indicateur possible

Une des manières utilisées pour décrire l'évolution de la morphologie des parcelles est l'utilisation d'un ratio comprenant le périmètre et l'aire. En effet, pour un territoire donné, l'augmentation du morcellement résultant des phases d'incision et de dissection a comme conséquence directe l'augmentation du périmètre des parcelles. Un exemple d'indicateur de ce type permettant de suivre l'état de répartition des infrastructures à l'intérieur des parcs nationaux québécois est le *Landscape Dissection Index*, un indicateur développé en 1981 dans un projet de recherche aux États-Unis (Jaeger, 2006).

Landscape dissection index LDI

The landscape dissection index (*LDI*) is defined by (Bowen and Burgess 1981):

$$LDI = \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{2 \sqrt{\pi A_t \sum_{i=1}^n A_i}},$$

with P_i = perimeters of the n patches, A_i = sizes of the patches, A_t = total size of the region. The definition of *LDI* is motivated by the patch index of island shape for an individual forest island, $IS = P/(2\sqrt{\pi A})$, where P is the perimeter and A is the area of the island (Wetzel 1975, p. 31; Patton 1975; Game 1980).

Figure 4.4 : L'indice de dissection du paysage (Tiré de Jaeger, 2006)

L'indice de dissection du paysage est intéressant au sens qu'il comporte un facteur mathématique associé à la forme circulaire idéale d'une parcelle, en plus du ratio aire-périmètre. De plus, il est relativement facile à calculer puisqu'il n'utilise que des données vectorielles simples (aires, périmètres) aisément obtenues par des logiciels de géomatique comme ArcGIS™. Il n'est cependant pas dépendant d'un type de logiciel en particulier et sa simplicité permettrait un transfert de données à long terme.

Jaeger (2006) confirme de plus que cet indice permet de suivre adéquatement les phases d'incision et de dissection (il n'est pas conseillé pour les phases de dissipation, de réduction et d'attrition, mais comme on l'a vu, ces phases ne s'appliquent pas au contexte des parcs).

Fragmentation phase	Measures				<i>LDI</i>	<i>n</i>	<i>A</i>	<i>l</i>	<i>(l*)</i>
	<i>D</i>	<i>S</i>	<i>m</i>	<i>PI_{rel}</i>					
Perforation	+	+	–	+/ <i>o</i> /–	+	<i>o</i>	–	<i>o</i>	(+)
Incision	<i>o</i>	<i>o</i>	<i>o</i>	<i>o</i>	+	<i>o</i>	<i>o</i>	+	(+)
Dissection	+	+	–	+	+	+	–	+	(+)
Dissipation	+	+	–	+/ <i>o</i> /–	+/ <i>o</i> /–	+	–	+	(+)
Shrinkage	+	+	–	+/ <i>o</i> /–	+/ <i>o</i> /–	<i>o</i>	–	<i>o</i>	(+)
Attrition	+	+	–	–	+/ <i>o</i> /–	–	+/ <i>o</i> /–	<i>o</i>	(+)

Figure 4.5 Comparatif de différents indices par rapport aux six phases de fragmentation (le + représente une réaction fiable, contrairement aux *o* et –) (Tiré de Jaeger, 2006)

Afin de différencier complètement cet indicateur de l'indicateur "Densité des infrastructures", et pour prendre en compte les importances diverses au niveau des effets de bordures, les infrastructures pourraient se voir attribuer des zones "tampons". Ceci permettrait notamment d'éliminer des calculs les infrastructures très concentrées, en les jouxtant.

Au chapitre 2, il a été mentionné que certains auteurs envisageaient des distances de 10 m à plus de 100 m pour quantifier les effets de bordure. Forman (1995) illustre quant à lui différentes distances en fonction d'études connues :

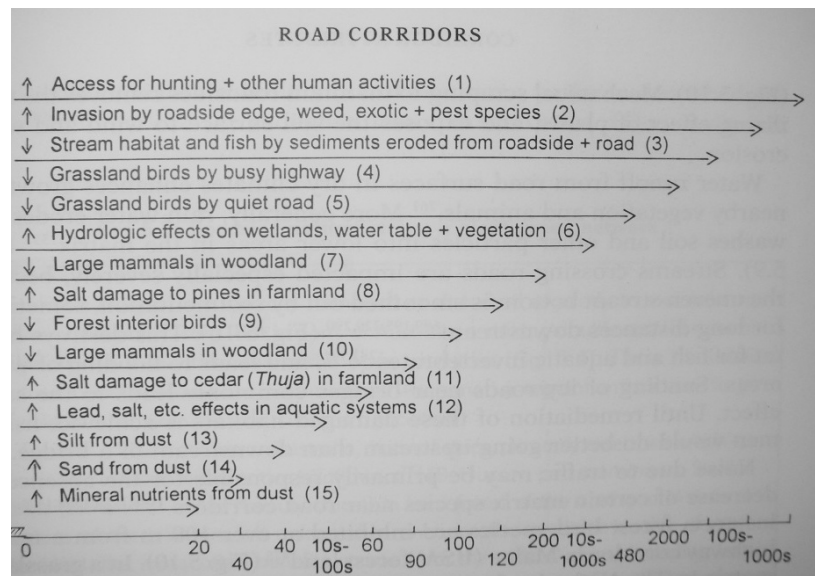


Figure 4.6 Ampleur de plusieurs effets de bordure. En abscisse se trouve la distance en mètres d'une route (les références sont en parenthèses) (Tiré de Forman, 1995, p. 169)

Une étude récente au Québec sur les déplacements de l'orignal (*Alces alces*) indique que ce mammifère évite généralement les zones à moins de 500 m des routes, même si 20% des orignaux suivis par GPS faisaient sporadiquement des incursions à l'intérieur de la zone 50 m (Laurian *et al.*, 2008). Wiersma *et al.* (2004) se basent de leur côté sur les distances "d'évitement" reconnues dans la littérature pour plusieurs mammifères et considèrent comme suffisantes une distance de 200 m pour les autoroutes, 100 m pour les routes asphaltées et 50 m pour les routes gravelées à accès limité. De plus, une valeur de 25 m est retenue pour les sentiers, mais les lignes électriques sont exclues puisque plusieurs études semblent démontrer que les effets sur les micromammifères semblent minimales (il est étonnant que l'auteur inclut les sentiers de randonnée, alors que les corridors de lignes électriques sont généralement beaucoup plus larges). Un choix devrait ainsi être fait en fonction des classes d'infrastructures présentes dans les parcs (tableau 3.2, chap. 3). De plus, la présence de routes provinciales, même si elles ne sont pas officiellement dans les limites du parc, doit absolument être incluse dans l'analyse.

Par ailleurs, une nuance importante doit être précisée ici : cet indice utilise des aires de parcelles dans sa méthodologie, mais ceci doit être interprété sous l'angle de la multiplication des effets de bordure dans un territoire fixe (un parc), et non pas au sens de la théorie biogéographique des îlots. En d'autres mots, on considère que la qualité de

l'habitat diminue non pas parce qu'elle est proportionnelle à la grosseur des parcelles (vu que cette interprétation est fortement disputée), mais bien parce que plus d'infrastructures linéaires dans un espace impliquent nécessairement plus d'effets de lisière (phénomène bien décrit dans la littérature).

4.2.3 Exemples de résultats

Afin de tenir compte des différentes formes et grandeurs des parcs à l'étude, il est proposé que l'indice de dissection du paysage (IDP) soit normalisé en faisant un pourcentage avec le résultat "idéal", c.-à-d. s'il n'y avait aucune incision ni dissection sur le territoire. Ceci permet d'obtenir l'IDP de base d'un parc seulement en fonction de sa forme globale, qui n'est généralement pas circulaire (IDP maximum). L'IDP est donc un exemple d'indicateur respectant en grande partie les critères généraux et particuliers décrits dans les sections 4.1.2 et 4.2.1. On retrouve dans le tableau suivant les résultats des calculs pour les parcs nationaux d'Aiguebelle, du Bic, des Hautes-Gorges, des Monts-Valin, d'Oka et de Pointe-Taillon.

Tableau 4.2 : Exemples de résultats de l'IDP (Source : Sépaq, 2008)

Parc	Superficie du parc (km ²)	Périmètre du parc (km)	Longueur des chemins retenus (km)	Nombre de polygones	Superficie totale des polygones (km ²)	Périmètre total des polygones (km)	IDP	IDP min	IDP normalisé
PNA	264,530	86,863	71,425	12	250,861	192,836	217	93	0,43
PNB	32,990	35,615	44,255	8	26,622	69,228	734	305	0,42
PNHG	233,793	86,321	17,780	2	230,395	113,519	139	104	0,75
PNMV	153,537	104,316	55,275	7	145,461	155,698	302	192	0,64
PNO	22,776	33,465	41,651	20	15,228	63,042	1168	414	0,35
PNPT	85,792	48,748	43,601	8	77,349	126,993	463	160	0,35

L'IDP d'un parc peu divisé comme le parc national des Hautes-Gorges est donc très élevé (0,75) comparé à un parc très divisé comme le parc d'Oka (0,35). L'IDP du PNO est d'ailleurs illustré à la figure suivante.

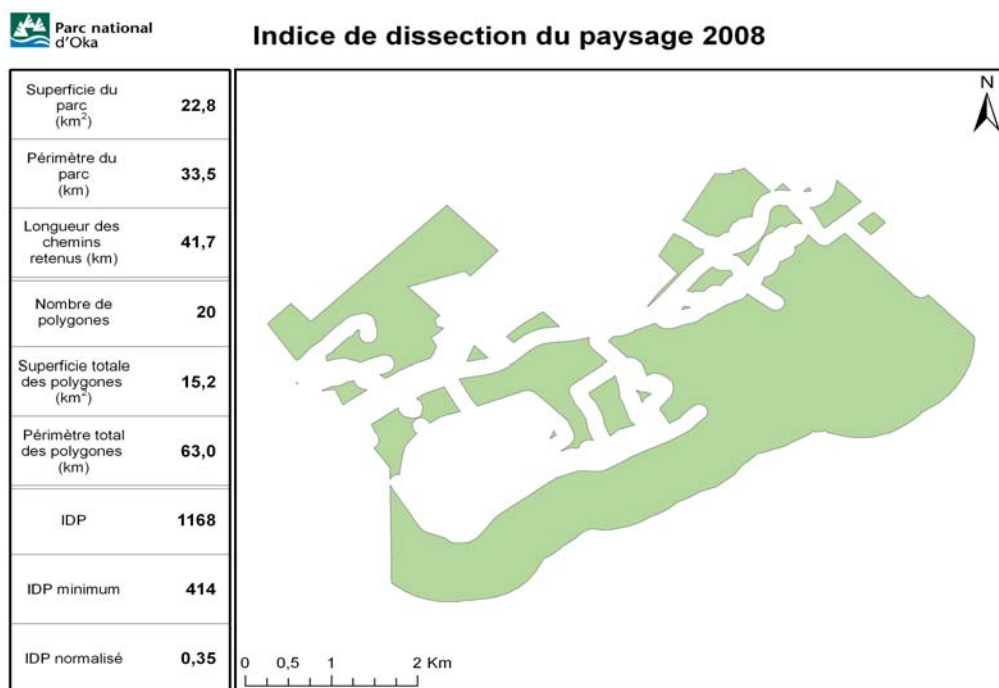


Figure 4.7 : Illustration de l'IDP du parc national d'Oka (Source : Sépaq, 2008)

4.3 Pour l'extérieur des parcs

Le choix d'un indicateur pour l'extérieur des parcs se révèle plus complexe. En effet, alors qu'à l'intérieur des parcs on a pu envisager un indicateur structurel plus classique, qui se limite à une analyse spatiale assez simple de répartition d'éléments anthropiques bien définis, l'hétérogénéité de l'environnement en périphérie des parcs ne permet pas d'envisager une méthode semblable. L'objectif de base de cet indicateur concerne de plus un aspect très complexe de la question de la fragmentation : la connectivité. On cherche à avoir un moyen de suivre l'évolution dans le temps de la zone périphérique par rapport à son niveau "d'obstruction" au mouvement des espèces (Graillon, 2008). De plus, l'indicateur recherché doit pouvoir être applicable à l'ensemble des parcs du réseau. Ces critères de base vont être déterminants dans le choix d'un indice, puisqu'ils encadrent les possibilités dès le départ. En effet, comme on l'a vu, la connectivité est dépendante de l'échelle spatio-temporelle et des espèces observées, mais ici on se retrouve avec la

condition que les ressources disponibles ne permettent pas d'effectuer une analyse approfondie des 22 parcs du réseau en fonction d'une espèce "parapluie" (Graillon, 2008). Cette option ne serait d'ailleurs pas envisageable pour plusieurs parcs, qui ne possèdent pas par exemple d'espèce indicatrice potentielle comme le loup gris. De plus, il n'existe pas de manière "idéale" pour caractériser l'hétérogénéité.

"As all natural environments are fragmented to variable degrees, and are subjected to continuous change due to natural reasons, no straightforward standard is available for assessing human-caused fragmentation." (Haila 2002, p.321)

On cherche donc une façon réaliste de quantifier le paysage en fonction des données et ressources existantes, tout en tentant de tenir compte le plus possible des particularités de la matrice périphérique, et en évitant les erreurs possibles illustrées à la section 4.1.4. Une méthodologie proposée est celle de l'équipe FRAGMATIK, du département de géomatique de l'Université de Sherbrooke et supervisée par le MDDEP. Il faut cependant spécifier auparavant les critères s'appliquant à cet indicateur.

4.3.1 Critères particuliers à respecter pour cet indicateur

En plus des objectifs et limites de base, et des critères généraux mentionnés en 4.1.2, l'indicateur envisagé pour l'extérieur des parcs doit tenir compte de certains cas précis. Tout d'abord, les variations cycliques à long terme de l'utilisation de certains territoires doivent être incorporées à l'analyse. Une différence importante existe en effet entre les zones qui s'urbanisent et celle qui subissent périodiquement des perturbations comme des coupes forestières. Tel que discuté dans le chapitre précédent, la classification des sols devra tenir compte de cet aspect. Ensuite, le choix d'une échelle spatiale en particulier implique que l'analyse doit se limiter à des considérations de cet ordre seulement; l'indicateur ne doit pas servir à des conclusions s'appliquant à tous les niveaux de l'écosystème.

(...) il n'y a pas d'échelle "correcte" ou d'échelle "optimale" pour caractériser l'hétérogénéité spatiale, et la comparaison entre des paysages lors de l'utilisation des indicateurs doit être basée sur la même étendue et sur la même résolution spatiale. (Wu, 2004)

De plus, contrairement à l'IDP, qui est directement connecté à la gestion interne des parcs (et qui peut donc être amélioré à long terme par des décisions au sein de Parcs Québec),

l'indicateur en périphérie ne peut constituer qu'un "coup d'œil" sur une situation sur laquelle les gestionnaires ont peu d'emprise. En conséquence, cet indicateur risque plutôt de servir de « drapeau rouge » lors de communication avec le public ou les intervenants externes disposant des leviers de changement. Il doit donc être relativement simple à vulgariser ou à communiquer. En dernier lieu, une grande prudence doit être de mise quant aux implications des calculs par rapport aux mouvements réels; le raccourci entre structure et fonction, ou entre pattern et processus, est une erreur trop commune en écologie du paysage.

« Overall, the use of area-informed metrics is advocated despite the limitations that these metrics require parameterization to reflect the movement capacity of the organism studied. » (Bender *et al.*, 2003, p. 17)

4.3.2 Indicateur FRAGMATIK

L'indicateur proposé par l'équipe FRAGMATIK (Amélie Bernier et Simon Perron) est basé notamment sur le travail réalisé par Kevin McGarigall et Barbara Marks de l'Université du Massachusetts. Ces deux chercheurs ont développé un programme d'analyse spatiale (FRAGSTATS) reconnu dans le domaine (St. Clair, 2008) pouvant être utilisé sur un logiciel de géomatique comme ArcGIS™. Le tableau 4.3 présente les données utilisées pour l'analyse.

Tableau 4.3: Source des données (Tiré de Fragmatik, 2008)

Nom	Type	Utilisation de l'information	Échelle/résolution	Source
Mosaïque d'images Landsat classifiées	matriciel	Occupation du sol	25 m	MAPAQ et Canards Illimités
Grandes affectations du territoire	Vectorel	Affectations du territoire pour compléter l'occupation du sol	1:20 000	SIGAT
BDAT	Vectorel	Routes	1:100 000	MRN
Limites des parcs	Vectorel	Limite des parcs à l'étude	1:20 000	MDDEP, Sépaq
Zonage des parcs	Vectorel	Zonage pour compléter l'occupation du sol	1:20 000	MDDEP, Sépaq
BDTQ	Vectorel	Voies de communication	1:20 000	MRN
Sentiers	Vectorel	Sentiers à l'intérieur des parcs	1:20 000	Sépaq
Orthophotographies	Matriciel	Données de validation de la classification	1:40 000	MRN

La principale constatation en lien avec les types de données utilisées est que le mode de représentation choisi est une mosaïque (voir figure 4.2). Les données sont donc catégorisées, en considérant cette fois que la matrice n'est pas uniforme, mais bien hétérogène. Ceci implique toutefois que l'on retrouve tous les avantages et désavantages associés à ce type de modélisation, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de gradients présents, et que les milieux naturels sont représentés par des éléments géométriques discrets structurels.

Afin d'inclure dans un tel modèle une variable se rapprochant de la connectivité fonctionnelle, Forman (1995) propose de donner une "résistance" à la matrice, c'est-à-dire que pour chaque type d'éléments géométriques discrets, on attribue un poids hypothétique afin de prendre en compte sa "capacité générale d'obstruction" dans le paysage. Cette façon de procéder est d'ailleurs utilisée dans plusieurs autres études.

« More recent derivations of these models contain coefficients that represents differential rates of movement of organisms through different habitats. Such coefficients effectively represent the behavioral response of an organism to the physical structure of the landscape, so the models include a better metrics of functional connectivity than measures based only on distance. » (Taylor *et al.*, 2006, p.31)

FRAGMATIK utilise donc des poids estimés, en se basant sur les classes d'occupations du sol (voir tableau 4.4 à la page suivante). L'indicateur proposé est donc intéressant au sens qu'il dépasse le simple modèle "binaire" en appliquant des résistances théoriques au paysage.

Comme au moment de la rédaction de cet essai les résultats complets d'analyse des territoires périphériques selon cette méthodologie n'étaient pas disponibles, il est cependant difficile d'aller plus loin dans la discussion. Ces résultats devraient en effet permettre de voir si cet indice peut être efficace au niveau de suivre l'évolution de la situation, ou s'il ne représente qu'une manière de caractériser les zones périphériques afin de pouvoir les comparer entre elles.

Tableau 4.4 Les poids accordés à certaines classes du paysage (Fragmatik, 2008)

Classe	Poids	Justification
Forêt	1	Milieu naturel (sans obstruction aux déplacements).
Milieu humide	1	
Hydrographie	1	Considéré comme un milieu naturel en terme d'obstruction aux déplacements.
Coupe et brûlis	5	Couvert forestier épars mais faible résistance aux déplacements en raison de la reprise de la végétation et de l'absence d'activités humaines à long terme.
Culture pérenne	15	Absence de couvert forestier et milieu pouvant être assez homogène (absence de refuge). Activités humaines peu intenses et présence d'un couvert végétal bas.
Agriculture non défini	15	Étant non défini, un poids semblable aux cultures les moins résistantes aux déplacements (cultures pérennes) est appliqué.
Culture annuelle	25	Absence de couvert forestier, milieu très homogène dans le cas de monocultures (absence de refuges). Absence de couvert entre les rangs des cultures à grande interligne. Cependant, peu d'activités humaines et présence d'un certain couvert végétal.
Route nationale	50	Débit routier modéré et largeur moindre que les autoroutes.
Route régionale	50	Absence de couvert végétal. Présence de bruit, de lumière et risque de collision.
Résidentiel	60	Présence d'activités humaines et d'aménagements (bâtiments, clôtures), bruit et lumière. Toutefois, densité de surfaces dénaturées créant une obstruction aux déplacements est plus faible que pour d'autres milieux urbains. Présence d'un certain couvert végétal et milieu tranquille de nuit.
Sol nu	70	Absence de couvert, possibilité d'activités d'extraction dans les carrières causant beaucoup de bruit, milieu inhospitalier pour la majorité des espèces.
Autoroute	75	Obstruction importante liée à la largeur de l'infrastructure, l'importance des débits routiers, du bruit et de la lumière. Risque de collision plus élevé, souvent présence de clôtures.
Urbain non défini	80	Étant non défini, une valeur moyenne des classes de milieu urbain est assignée.
Commercial	85	Souvent beaucoup de surfaces dénaturées (stationnements), peu de couvert végétal activités humaines intenses et circulation importante. Pollution sonore et lumineuse. Devient plus calme durant la nuit.
Industriel	85	Densité modérée de surfaces dénaturées, présence fréquente de terrains vagues offrant un certain couvert végétal. Possibilité d'activité de jour et de nuit, présence de machinerie, bruits importants, pollution lumineuse.
Urbain	100	Densité la plus élevée de surfaces dénaturées, très peu de couvert végétal, intensité des activités humaines importante de jour et de nuit, circulation automobile. Pollution lumineuse, bruit.

5. RECOMMANDATIONS

« Because knowledge is incomplete, assumptions are always required within models to fill in the blanks. Consequently, most models are employed to explore the consequences of our hypotheses regarding system structure and dynamics »
(Turner *et al.*, 2001, p.49)

Les chapitres précédents ont permis de faire ressortir plusieurs éléments clés par rapport à la mise en place d'indicateurs en lien avec le concept de fragmentation. Les recommandations en découlant touchent deux thèmes principaux : le volet théorique et le volet pratique.

5.1 Le volet théorique

Il est important de ne pas oublier le fait qu'un indicateur est en quelque sorte une "fenêtre" sur un phénomène. Afin de comprendre et voir le mieux possible un paysage, plusieurs fenêtres sont nécessaires, idéalement avec des angles différents. Ainsi, les deux indicateurs discutés doivent être regardés comme deux outils parmi d'autres afin de jauger l'évolution de la situation. Plus spécifiquement, on a vu que les indicateurs analysés précédemment se situent dans la composante structurelle des écosystèmes; ainsi, leurs rôles doivent seulement être vus dans ce contexte précis.

Afin de compléter l'analyse des effets des infrastructures à l'intérieur des parcs, il serait souhaitable de mettre en place un indicateur de fréquentation. Ainsi, pour les infrastructures plus "légères" comme les sentiers, on aurait un aperçu du dérangement engendré par la présence humaine. Les parcs nationaux américains considèrent d'ailleurs cet aspect (*National Park Service*, 2007).

Pour l'indicateur en périphérie, d'éventuelles analyses plus poussées touchant des espèces "réelles" seraient souhaitables. Ainsi, les poids accordés aux différentes classes d'occupation du sol, pour le moment théoriques, pourraient être précisés en fonction d'informations plus proches des processus existants.

La science quantitative des mouvements à travers les paysages (et donc de la connectivité) étant encore en plein développement; il serait aussi important de suivre les avancées afin d'en tirer partie.

Plusieurs éléments d'incertitudes ont été présentés dans les chapitres précédents, tant au niveau des infrastructures à retenir pour le calcul de l'IDP, des distances envisagées pour les effets de bordure, que de l'ampleur de la zone périphérique. Ces incertitudes impliquent que l'application des indicateurs ne fournira pas des réponses absolues aux phénomènes observés. Cependant, la reconnaissance des limites présentes ne signifie pas qu'une analyse et une interprétation prudentes des résultats est impossible; il s'agit plutôt de limiter les extrapolations à ce que signifient précisément les indices.

5.2 Le volet pratique

De plus, afin de confirmer la validité de ces deux indicateurs, de multiples tests à l'aide d'hypothèses plausibles devraient être effectués, afin de voir la manière précise dont ils réagissent. On peut assez facilement envisager les changements pouvant affecter l'intérieur des parcs; les tests devraient être relativement simples à conduire. Du côté des périphéries respectives, il est souhaitable que des analyses de sensibilité complètes permettent de vérifier la réponse de l'indicateur aux perturbations envisagées.

Une vérification de la disponibilité des données à long terme devrait aussi être priorisée, puisque la matière première des indices doit être obtenue sous forme de données qui ne sont pas pour le moment publiques (images satellites).

CONCLUSION

La quantification d'un paysage visant à mieux comprendre, apprécier et interpréter différents phénomènes naturels est une science relativement récente. Elle s'est basée au départ sur des modèles inspirés des mathématiques euclidiennes (aires, périmètres, distances), mais s'est rapidement complexifiée afin de tenir compte des multiples dimensions (spatiale, temporelle, relativité au sujet) de l'espace réel.

Les formes mathématiques aujourd'hui développées reflètent cette évolution en modélisant désormais les paysages sous forme de mosaïques, de gradients ou même de formes fractales. On a vu cependant dans ce texte qu'au-delà des dernières découvertes dans le domaine des sciences quantitatives en écologie du paysage, le choix d'indicateurs doit se baser principalement sur les objectifs de base et sur l'analyse souhaitée. Nul besoin de disposer d'une faux si c'est un brin d'herbe que l'on veut couper.

Le survol de plusieurs modélisations possibles du territoire, dont notamment le modèle parcelle/corridor/matrice (ou la fonction de filtre est particulièrement détaillée), a permis par exemple de mieux comprendre le rôle des routes. L'illustration du paysage comme une mosaïque d'éléments discrets a permis de plus d'illustrer une façon systématique d'appréhender l'environnement afin de le quantifier.

Ainsi, pour l'intérieur des parcs, la réflexion s'est portée vers l'analyse du choix des éléments humains du paysage engendrant des effets de bordure, considérés comme négatifs en regard de la mission des parcs (qui est de minimiser les impacts anthropiques sur le milieu naturel). Puisque les infrastructures linéaires occupent une place prépondérante dans les parcs nationaux québécois, un possible indicateur a été proposé en conséquence. Cet indicateur géométrique plus traditionnel n'a pas la prétention de modéliser l'ampleur du morcellement du

territoire créé par les activités humaines, mais bien de permettre de suivre la l'évolution de la distribution spatiale des infrastructures dans ces aires protégées.

De son côté, la périphérie des parcs s'est révélée plus complexe à analyser, vu la grande hétérogénéité présente. En se servant de l'indicateur développé par l'équipe Fragmatik de l'Université de Sherbrooke, on a constaté que l'attribution de poids pour les différentes catégories d'occupation du sol était considérée comme une méthode possible pour simuler la résistance de la matrice. Les calculs de connectivité entre les parcelles comprennent donc une reconnaissance du rôle de l'hétérogénéité du milieu. On a vu cependant qu'ici aussi, cet indicateur structurel ne doit pas être interprété au-delà de ses capacités; la note obtenue par la zone périphérique d'un parc n'est en aucun cas une évaluation de la fragmentation de l'environnement pour une espèce précise. Il s'agit plutôt d'un indice de "l'obstruction" présente dans le paysage causée par des éléments perturbateurs comme des zones urbanisées, etc.

En terminant, il sera intéressant à long terme de voir comment ces indicateurs permettront d'améliorer la gestion de ces territoires précieux que sont les parcs nationaux, puisqu'il s'agit bien là de l'objectif de base du PSIE : diagnostiquer les signes et symptômes afin de mieux traiter les problématiques et assurer le respect de la mission de Parcs Québec. Il est ainsi souhaitable que ces indicateurs invitent à l'action.

RÉFÉRENCES

- ANDRÈN, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, Vol. 71, No. 3, p. 355-366
- BASTEDO, J. D., NELSON, J. G. ET THEBERGE, J. B. (1984). Ecological approach to resource survey and planning for environmentally significant areas: The ABC Method. *Environmental Management*, Vol. 8, No. 2, p. 125-134
- BENDER, D. J., TISCHENDORF, L. ET FAHRIG, L. (2003). Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology*, Vol. 18, p. 17-39
- BUREL, F. ET BAUDRY, J. (1999). *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Éditions Technique et documentation, Paris, 359 p.
- CARIGNAN, V. ET VILLARD, M.-A. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 78, p. 45-61
- CHETKIEWICZ, C. - L. B., ST. CLAIR, C. C. ET BOYCE, M. S. (2006). Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Evol. Syst.*, Vol. 37, p. 317-342.
- COMITÉ SUR L'INTÉGRITÉ ÉCOLOGIQUE DE PARCS QUÉBEC (2005). Programme de suivi de l'intégrité écologique (PSIE) – Document maître, 55 p.
- CONSERVATION DE LA NATURE (2008). Les Montérégiennes : bien plus que des îlots de nature. Présentation de Mme Louise Gratton au colloque sur les Montérégiennes de la Communauté Métropolitaine de Montréal. Voir [http://monteregiennes.cmm.qc.ca/index.php?id=380&no_cache=1&tx_ttnews\[pointer\]=2](http://monteregiennes.cmm.qc.ca/index.php?id=380&no_cache=1&tx_ttnews[pointer]=2)
- COURTOIS, R. (2003). La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte d'habitat et de fragmentation du milieu. Thèse présentée à l'Université du Québec à Rimouski. 350 p.
- DALE, V. H. ET BEYELER, S. C. (2001). Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, Vol. 1, p. 3-10

- DEBINSKI, M. D. ET HOLT, R. D. (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, Vol. 14, No. 2, p. 342-355
- DOYLE, S. T. (1992). External threats to national parks: a case study of Pacific Rim National Park Reserve, British Columbia. National Library of Canada. Thèse présentée à l'Université de Victoria
- ESSEEN, P.-A. ET RENHORN, K.-E. (1998). Edge effects and epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, Vol. 12, No. 6, p. 1307-1317
- ÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES POUR LE MILLÉNAIRE (EM) (2008). Facts on biodiversity. Millenium ecosystem assessment, a summary.
<http://www.millenniumassessment.org/fr/index.aspx> (voir aussi:
<http://www.greenfacts.org/en/biodiversity/biodiversity-foldout.pdf>). Consulté le 2 août 2008.
- FAHRIG, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, Vol. 34, p. 487-515
- FAHRIG, L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications*, Vol. 12, No. 2, p. 346-353
- FISCHER, J., LINDENMAYER, D. B. ET FAZEY, I. (2004). Appreciating ecological complexity: habitat contours as a conceptual landscape model. *Conservation Biology*, Vol. 18, No. 5, p. 1245-1253
- FORMAN, R. T. T. ET ALEXANDER, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of ecology and systematics*, Vol. 29, p. 207-232
- FORMAN, R. T. T. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.
- FORMAN, R. T. T. ET GORDON, M. (1986). *Landscape Ecology*. Éd. John Wiley and Sons, New York, 619 p.
- FORTIN, C. ET DOUCET, J. (2008). Micromammifères et emprises de lignes de transport d'énergie électrique situées en milieu forestier. *Le Naturaliste Canadien*, Vol. 132, No. 1, p. 32-40

- FRAGMATIK (2008). Développement d'indices de dénaturalisation – Rapport final présenté au Département de géomatique de l'Université de Sherbrooke.
- FRAGSTATS (2008). <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
Consulté le 12 mars 2008
- GALOIS, P., OUELLET, M. ET FORTIN, C. (2007). Les parcs nationaux du Québec: herpétofaune, intégrité écologique et conservation. *Le Naturaliste Canadien*, Vol. 131, No. 1, p. 76-83
- GRAILLON, P. (2008). Communication personnelle. Coordonnateur à la conservation, Parcs Québec.
- GURD, D. B., NUDDS, T. D. ET RIVARD, D. H. (2001). Conservation of mammals in eastern North American wildlife reserves: how small is too small? *Conservation Biology*, Vol. 15, No. 5, p. 1355-1363
- GUSTAFSON, E. J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, Vol. 1, p. 143-156
- HANSKI, I. ET MOILANEN, A. (2001). On the use of connectivity measures in spatial ecology. *Oikos*, Vol. 95, No. 1, p. 147-151
- HAILA, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, Vol. 12, No. 2, p. 321-334
- HARGIS, C. D., BISSONETTE, J. A. ET TURNER, D. L. (1999). The influence of forest fragmentation and landscape on American martens. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 36, p. 157-172
- HARRIS, L. D. (1988). Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology*, Vol. 2, No. 4, p. 330-333
- HARRISON, S. ET BRUNA, E. (1999). Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, Vol. 22, p. 225-232
- HASKELL, D. G. (2000). Effects of forests roads on macroinvertebrate soil fauna of the southern Appalachian Mountains. *Conservation Biology*, Vol. 14, No. 1, p. 57-63

- HELZER, C. J. ET JELINSKI, D. E. (1999). The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications*, Vol. 9, No. 4, p. 1448-1458
- JAEGGER, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, Vol. 15, p. 115-130
- JANZEN, D.H. (1983). No Park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, Vol. 41, p. 402-410
- KEOUGH, K. (1997). An approach to defining greater park ecosystem and its application to Gros Morne National Park. Thesis submitted to the department of Geography and Environmental studies, Wilfrid Laurier University. 196 p.
- KUPFER, J. A., MALANSON, G. P. ET FRANKLIN, S. B. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography*, Vol. 15, p. 8-20
- LAURIAN, C., DUSSAULT, C., OUELLET, J.-P., COURTOIS, R. POULIN, M. ET BRETON, L. (2008). Behavior of moose relative to a road network. *The Journal of Wildlife Management*, Vol. 72, No. 7, p. 1550-1557
- LAVERTY, M. F. ET GIBBS, P. J. (2007). Ecosystem loss and fragmentation. <http://ncep.amnh.org/linc>. Consulté le 30 juin 2008
- Le petit Robert : dictionnaire de la langue française, édition revue et amplifiée, Paris, Dictionnaires Le Robert, 2001, 2841 p.
- LI, H. ET WU, J. (2004). Use and misuse of landscape indices. *Landscape Ecology*, Vol. 19, p. 389-399.
- Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune, L.R.Q., c. 61.1
- Loi sur les Parcs, L.R.Q., c. P-9
- Loi sur la qualité de l'environnement, L.R.Q., c. Q-2

- LUNDQVIST, H. (2007). Ecological cost-benefit modelling of herbivore habitat quality degradation due to range fragmentation. *Transactions in GIS*, Vol. 11, No. 5, p. 745-763
- MACARTHUR, R. H. ET WILSON, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 203 p.
- MCDONALD, W. R. ET ST. CLAIR, C. C. (2004). The effects of artificial and natural barriers on the movement of small mammals in Banff National Park, Canada. *Oikos*, Vol. 105, p. 397-407
- MCGREGOR, R. L., BENDER, D. J. ET FAHRIG, L. (2008). Do small mammals avoid roads because of the traffic? *Journal of Applied Ecology*, Vol. 45, p. 117-123
- MILLER, S.G., KNIGHT, R. L. ET MILLER, C. K. (1998). Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications*, Vol. 8, p. 162–169
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) (2008). Carte des parcs du Québec. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/parcs/cartes/index.htm>. Consulté le 12 juillet 2008.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) (2004). Stratégie québécoise sur la diversité biologique 2004-2007. Bibliothèque nationale du Québec, 109 p.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP) (2002). Cadre écologique de référence <http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/cadre-ecologique/index.htm>. Consulté le 15 juillet 2008.
- MURPHY, D. D. (1989). Conservation and confusion : wrong species, wrong scales, wrong conclusions. *Conservation Biology*, Vol. 3, No. 1, p. 82-84
- NATIONAL PARK SERVICE (2008a). Natural Resource Inventories in the National Parks. <http://science.nature.nps.gov/im/inventory/index.cfm>. Consulté le 18 juillet 2008.
- NATIONAL PARK SERVICE (2008b). Fire management. <http://www.nature.nps.gov/firemanagement/index.cfm>. Consulté le 18 juillet 2008.

- NATIONAL PARK SERVICE (2007). Visitor use.
<http://science.nature.nps.gov/im/units/NETN/monitor/VisitorUse/VisitorUse.cfm>.
 Consulté le 21 août 2008.
- NIKOLAKAKI P. (2004). A GIS site-selection process for habitat creation: Estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 68, p. 77–94
- NOSS, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, Vol. 4, No. 4, p. 355-364
- PARC NATIONAL DU MONT-MÉGANTIC (PNMM) (2008). Programme de suivi de l'intégrité écologique. Tableau des indicateurs.
- PARCS CANADA (2008a). Gestion des écosystèmes. Facteurs de stress.
http://www.pc.gc.ca/progs/np-pn/eco/eco2_f.asp. Consulté le 3 août 2008.
- PARCS CANADA (2008b). Principes de gestion des écosystèmes.
http://www.pc.gc.ca/PROGS/NP-PN/ECO/ECO1_F.ASP. Consulté le 22 août 2008.
- PARCS CANADA (2008b). Intégrité écologique. [http:// www.pc.gc.ca/progs/np-pn/ie-ei_f.asp](http://www.pc.gc.ca/progs/np-pn/ie-ei_f.asp). Consulté le 4 août 2008.
- PARCS CANADA (2006a). Intacts pour les générations futures? Protection de l'intégrité écologique par les parcs nationaux du Canada.
http://www.pc.gc.ca/docs/pc/rpts/etat-state-2001/sec5/par6_f.asp. Consulté le 3 août 2008.
- PARCS CANADA (2006b). Rapport 2001 : Cadre national de surveillance de l'intégrité écologique. http://www.pc.gc.ca/docs/pc/rpts/etat-state-2001/sec5/par8_F.asp. Consulté le 15 août 2008.
- PARCS CANADA (1997). Rapport sur l'état des parcs. Ministère des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 211 p.
- POITEVIN, J. (2008). Communication personnelle. Coordonnateur de la recherche appliquée. Direction de l'intégrité écologique, Direction générale des parcs nationaux, Parcs Canada.

- RESSOURCES NATURELLES CANADA (2007). Ecosystem definition.
<http://ecosys.cfl.scf.rncan.gc.ca/definition-eng.asp>. Consulté le 1er août 2008.
- REYNOLDS-HOGLAND, M. J. ET MITCHELL, M. S. (2007). Effects of roads on habitat quality for bears in the southern Appalachians: a long-term study. *Journal of Mammalogy*, Vol. 88, No. 4, p. 1050-1061
- RICH, A. C., DOBKIN, D. S. ET NILES, L. J. (1994). Defining forest fragmentation by corridor width: the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. *Conservation Biology*, Vol. 8, No. 4, p. 1109–1021.
- RIVARD, D. H., POITEVIN, J., PLASSE, D., CARLETON, M. ET CURRIE, D. J. (2000) Changing species richness and composition in Canadian national parks. *Conservation Biology*, Vol. 14, No. 4, p. 1099-1109
- SANTOS, T., DIAZ, J. A., PÉREZ-TRIS, J. CARBONELL, R. ET TELLERIA, J. L. (2007). Habitat quality predicts the distribution of a lizard in fragmented woodlands better than habitat fragmentation. *Animal Conservation*, p. 1-11
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R.J. ET MARGULES, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, Vol. 5, No. 1, p. 18-32.
- SCHMIGELOW, F. K. A. ET MÖNKKÖNEN, M. (2002). Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications*, Vol. 12, No. 2, p. 375-389
- SCHUMAKER, N. H. (1996). Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology*, Vol. 77, No. 4, p. 1210-1225
- Sépaq (2008). Site officiel de la Société des établissements de plein air du Québec.
<http://www.sepaq.com>. Consulté le 2 août 2008.
- SILVA, M. (2001). Abundance, diversity, and community structure of small mammals in forest fragments in Prince Edward Island National Park, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, Vol. 79, p. 2063-2071.
- SPELLERBERG, I. F. (1998). Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeography Letters*, Vol. 7, p. 317-333

- ST. CLAIR, C. C. (2008). Communication personnelle. Associate Professor, Behavioural Ecology and Conservation Biology, Department of Biological Sciences, University of Alberta.
- ST. CLAIR, C. C. (2003). Comparative permeability of roads, rivers, and meadows to forest songbirds in Banff National Park. *Conservation Biology*, Vol. 17, No. 4, p. 1151–1160.
- TARDIF, G. (1999). Mesures à privilégier en bordure des aires protégées au Québec pour contribuer à l'atteinte de leurs objectifs. Rapport présenté au Ministère des Ressources naturelles, Gouvernement du Québec. 113 p.
- TAYLOR, P. D., FAHRIG, L. ET WITH, K. A. (2006). Landscape connectivity: a return to basics. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Editors: Crooks, K. R. and Sanjayan, M., p. 29-43
- TISCHENDORF, L. (2001). Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology*, Vol. 16, p. 235-254
- TISCHENDORF, L. ET FAHRIG, L. (2000a). How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology*, Vol. 15, p. 633–641
- TISCHENDORF, L. ET FAHRIG, L. (2000b). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, Vol. 90, p. 7-19
- TROMBULAK, S. C. ET FRISSELL, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, Vol. 14, No. 1, p. 18–30.
- TURNER, M. G. ET GARDNER, R. H. (1991). *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag, New York. 525 p.
- TURNER, M. G., GARDNER, R. H., O'NEILL, R. V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. Springer Science and Business Media, New York, 399 p.
- UNION INTERNATIONALE DE LA CONSERVATION DE LA NATURE (UICN) (1994). Protected Areas and World Heritage Program. Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées. http://www.unep-wcmc.org/protected_areas/categories/index.html. Consulté le 10 juillet 2008.

UNITED NATION ENVIRONMENT PROGRAM (UNEP) (2003). Protected Areas and World Heritage. <http://www.unep-wcmc.org/sites/wh/yellowst.html>. Consulté le 16 juillet 2008.

UNION QUÉBÉCOISE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE (UQCN) (2005). Importance et impacts des pressions périphériques sur le maintien de l'intégrité écologique des aires protégées au Québec, étude présentée au Programme d'aide aux priorités en environnement (PAPE) du ministère de l'Environnement du Québec. 70 pages + 6 documents totalisant 420 pages.

VILLARD, M.-A. (2002). Habitat fragmentation: major conservation issue or intellectual attractor? *Ecological Applications*, Vol. 12, No. 2, p. 319-320

VOS, C.C., VERBOOM, J., OPDAM, P. F. M. ET TER BRAAK, C. J. F. (2001). Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist*, Vol. 183, No. 1, p. 24-41

WITH, K. ET CRIST, T. O. (1995). Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, Vol. 76, No. 8, p. 2446-2459

WHITTINGTON, J., ST. CLAIR, C. C. ET MERCER, G. (2004). Path tortuosity and the permeability of roads and trails to wolf movement. *Ecology and Society*, Vol. 9, No. 1, p. 4-18

WIERSMA, Y. F., NUDDS, T. D. ET RIVARD, D. H. (2004). Models to distinguish effects of landscape patterns and human population pressures associated with species loss in Canadian national parks. *Landscape Ecology*, Vol. 19, p. 773-786

WU, J. (2004). Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology*, Vol. 19, p. 125-138

YAHNER, R. H. (1988). Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology*, Vol. 2, No. 4, p. 333-339

ZORN, P., STEPHENSON, W. ET GRIGORIEZ, P. (2001). An ecosystem management program and assessment process for Ontario National Parks. *Conservation Biology*, Vol. 15, No. 2, p. 353-362

ANNEXE 1 - BIBLIOGRAPHIE

- BÉLISLE, M. ET ST. CLAIR, C. C. (2001). Cumulative effects of barriers on the movements of forest birds. *Conservation Ecology*, Vol. 5, No. 2, article 9. <http://www.consecol.org/vol5/iss2/art9/>
- DÉSAUTELS, Y. (2007). La mission de conservation à Parcs Québec : révision de l'outil de base de gestion. Essai présenté au Centre de formation en environnement de l'Université de Sherbrooke. 110 p.
- EIGENBROD, F., HECNAR, S. J. ET FAHRIG, L. (2008). Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations. *Landscape Ecology*, Vol. 23, p. 159-168
- FALL, A., FORTIN, M.-J., MANSEAU, M. ET O'BRIEN, D. (2007). Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems*, Vol. 10, p. 448-461
- LATENDRESSE, C., JOBIN, B., MAISONNEUVE, C., SEBBANE, A. ET GRENIER, M. (2008). Changements dans l'occupation du sol dans le Québec méridional entre 1993 et 2001. *Le Naturaliste Canadien*, Vol. 132, No. 1, p. 14-23
- THÉBEAU, N. (1999). Caractérisation de la fragmentation de l'environnement et son influence sur l'utilisation du territoire par les coyotes (*Canis Latrans*) dans la région du parc national Kouchibouguac au Nouveau-Brunswick. Mémoire de Maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke. 104 p.